

Numerische Modellrechnungen zur Ausbreitung von Inhaltsstoffen aus Weichgelinjektionssohlen

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
an der Fakultät für Bio- und Geowissenschaften
der

Universität Karlsruhe

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Geol. Renke Ohlenbusch

aus Neuenburg

Karlsruhe 2000

Tag der mündlichen Prüfung: 19.07.2000

Referent: Prof. Dr. H. Hötzl

Korreferenten: PD. Dr. W. Schäfer

Prof. Dr.-Ing. J. Brauns

KURZFASSUNG

Behördliche und umweltrechtliche Auflagen erfordern in heutiger Zeit eine grundwasserschonende Bauweise, durch die eine hydraulische Beeinflussung oder eine Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit minimiert werden soll. Tief in das Grundwasser reichende Baumaßnahmen werden daher in sog. Trogbauweise erstellt, bei der durch vertikale Dichtwände und eine horizontale Dichtsohle das Eindringen des Grundwassers weitestgehend unterbunden wird. Als Dichtsohle kommt in den letzten Jahren aus bautechnischen und ökonomischen Gründen vorwiegend die Weichgelinjektionssohle zum Einsatz.

Aufgrund des erheblichen Umfanges von Injektionsmaßnahmen mit Weichgel zu Abdichtungszwecken kam in jüngster Zeit die Frage nach den potentiellen Grundwasserbeeinträchtigungen durch dieses Verfahren auf. Die in Berlin zuständige Genehmigungsbehörde hat daher 1995 einen Zulassungsstopp für Baumaßnahmen mit Weichgelsohlen ausgesprochen und angeregt, der Umweltverträglichkeit von Weichgeleinpressungen in einem Gutachten nachzugehen. Dazu wurde die Baugrube „Ringcenter II“ in Berlin-Lichtenberg ausgewählt und exemplarisch das Bauverfahren sowie eine potentielle Grundwasserbeeinflussung untersucht. Über die eigentliche Bewertung hinausgehende Detailfragen wurden zusätzlich zu den Gutachten durch weitere Untersuchungen vom Lehrstuhl für Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) beantwortet. Die hier vorgelegte Dissertationsschrift faßt die wesentlichen Untersuchungen zusammen.

Mit Hilfe von Umströmungsversuchen unterschiedlicher Skalierung und inversen Modellierungen konnten die sediment- und weichgelspezifischen Parameter im Bereich der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ bestimmt werden. Nach der Implementierung dieser Ergebnisse in großräumige numerische Modellrechnungen wurde die reale hydraulische und hydrochemische Situation im Umfeld der Baugrube nachgebildet. Zusätzlich konnte durch diverse ‘worst-case-Analysen’ eine potentielle, maximal mögliche Grundwasserbeeinflussung durch die Baumaßnahme aufgezeigt werden.

Aus den Labor- und Modellergebnissen wurde deutlich, daß unter den gegebenen hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen an der Baugrube "Ringcenter II" zu keiner Zeit ein Stoffeintrag aus der Weichgelsohle in den Grundwasserleiter möglich war und erfolgt ist, der die Grundwasserbeschaffenheit im Umfeld der Baugrube hätte negativ beeinflussen können. Eine Beeinträchtigung des Grundwassers durch eine potentielle Einleitung von Baustoffen hat durch die Weichgelinjektionssohle der Baugrube "Ringcenter II" nicht stattgefunden.

VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK) und resultierte aus der Beauftragung durch die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie der Stadt Berlin (SenSUT) und den Bauindustrieverband Berlin-Brandenburg zur Erstellung eines Gutachtens zur Grundwasserbeeinflussung durch Weichgeleinjektionssohlen. Die nach Fertigstellung dieser Gutachten (1997) fortgeführten Forschungsarbeiten, die den Großteil dieser Dissertation darstellen, wurden durch den Lehrstuhl für Angewandte Geologie finanziert.

Mein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Heinz Hötzl, für die große Unterstützung bei der Durchführung der Arbeit sowie die gewährleistete Freiheit bei der Bearbeitung des Themas. Herrn PD. Dr. Wolfgang Schäfer und Herrn Prof. Dr.-Ing. J. Brauns danke ich für die Übernahme des Korreferats sowie für das Interesse, das sie meiner Arbeit entgegenbrachten.

Bei meinen Teamkollegen Herrn Dr. Matthias Eiswirth und Herrn Dipl.-Geol. Klaus Schnell möchte ich mich für die hervorragende Zusammenarbeit und stete Diskussionsbereitschaft bedanken. Besonders Klaus Schnell sei für seinen unermüdlichen Laboreinsatz an den Umströmungsrinnen und bei der hydrochemischen Analytik gedankt.

Die Durchführung der Röntgendiffraktometer-Versuche und deren Interpretation erfolgte durch Dr. Karls-Ernst Roehl. Hierfür und für seine nützlichen Anregungen und Diskussionsbeiträge zu den Sorptionsprozessen sei ihm sehr gedankt.

Allen Kolleginnen und Kollegen am Lehrstuhl für Angewandte Geologie (AGK) gilt mein herzlicher Dank für die jahrelange Unterstützung und das stets gute Arbeitsklima. Mein besonderer Dank gilt hierbei Herrn Dipl.-Hydrol. Roland Bäumle, Herrn Dipl.-Geol. Claus Heske, Frau Daniela Meyer, Herrn Dipl.-Geol. Thomas Schneider, Herrn Dipl.-Geol. Christian Thüringer und Frau Dipl.-Chem. Karolin Weber.

Insbesondere möchte ich mich bei meinem Zimmerkollegen Herrn Dipl.-Geogr. Kai Witthüser als auch bei Herrn Dr. Andreas Werner für die häufigen Diskussionen, Anregungen und wertvollen Hinweise im Bereich der Modellierung und Computertechnik bedanken.

Den nachfolgenden Firmen und Institutionen danke ich für ihre Unterstützung und Bereitstellung von Daten- und Probenmaterial:

- Bauer Spezialtiefbau GmbH
- ECE Projektmanagement GmbH
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (SenSUT)
- Bauindustrieverband Berlin-Brandenburg
- AKZO-PQ Silica GmbH & Co
- Leuna Katalysatoren GmbH
- ARGE Baugrube Ringcenter II
- ARGE Weichgelsohle Berlin
- Bezirksämter Friedrichshain und Lichtenberg, Berlin
- Erdbaulabor Dr. Krause BDB
- Pollems GmbH
- FUGRO GmbH
- Verband der Chemischen Industrie e.V., Fachvereinigung Wasserglas
- Solétanche GmbH

Nicht zuletzt danke ich meinen Eltern und meiner Frau Imke, ohne deren Unterstützung und Verständnis diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Meiner Tochter Janne, die während der Zusammenschrift dieser Arbeit geboren wurde, bin ich für die willkommenen Ablenkungen sehr dankbar.

INHALTSVERZEICHNIS

KURZFASSUNG	III
VORWORT	V
INHALTSVERZEICHNIS	VII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XI
TABELLENVERZEICHNIS	XVII
SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XIX
1 EINLEITUNG	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Gliederung der Arbeit	3
2 GRUNDLAGEN DER NUMERISCHEN GRUNDWASSER- MODELLIERUNG	5
2.1 Die Grundwasserströmung	5
2.1.1 Die Piezometerhöhe	5
2.1.2 Die Kontinuitätsgleichung	6
2.1.3 Das Gesetz von DARCY	7
2.1.4 Grundgleichung der Grundwasserströmung	8
2.1.5 Numerische Lösung der Strömungsgleichung	9
2.1.5.1 Methode der finiten Differenzen	10
2.1.5.2 Methode der finiten Elemente	11
2.2 Der Stofftransport	12
2.2.1 Transportmechanismen	12
2.2.1.1 Advektion	12
2.2.1.2 Molekulare Diffusion	13
2.2.1.3 Hydromechanische Dispersion	13
2.2.2 Sorptionsprozesse	17
2.2.3 Transportgleichung	21
2.2.4 Numerische Lösung der Transportgleichung	22
2.3 Auswahl der Modellierungssoftware	24
3 EINFLUSS VON TIEFREICHENDEN BAUMAßNAHMEN AUF GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT UND -STRÖMUNG	25
3.1 Auswirkungen auf die Grundwasserströmung	26
3.2 Qualitative Auswirkungen	29
3.3 Sohlabdichtungssysteme von tiefreichenden Trogbaugruben	31
3.3.1 Natürliche Dichtung (bindiger Boden)	34
3.3.2 Unterwasserbetonsohle	35

3.3.3	Düsenstrahlsohle (sog. HDI-Sohle)	37
3.3.4	Injektionssohle.....	38
3.3.4.1	Zement- / Feinstzementsohle	40
3.3.4.2	Weichgelsohle	43
4	LABORVERSUCHE ZUR ERMITTLUNG DER SEDIMENT- KENNWERTE UND WEICHGELEIGENSCHAFTEN	47
4.1	Batchversuche.....	48
4.1.1	Mittelsand der Fa. Weisenburg	49
4.1.2	Berliner Aquifersand aus der Baugrube.....	55
4.1.3	Berliner Aquifersand mit Braunkohleeinschaltungen	61
4.1.4	Schluffiger Feinsand aus der Berliner Baugrube	64
4.1.5	Bewertung der Ergebnisse	69
4.2	Tonmineralidentifizierung durch Röntgendiffraktometrie (XRD) ..	70
4.2.1	Mittelsand der Firma Weisenburg	71
4.2.2	Aquifersand aus der Baugrube Berlin.....	72
4.2.3	Schluffiger Feinsand aus der Baugrube Berlin	72
4.3	Standzylinderversuche	73
4.4	Umströmungsversuch mit Mittelsand der Firma Weisenburg	77
4.4.1	Numerisches Grundwassermodell.....	81
4.4.2	Rechenläufe und Modellergebnisse	82
4.5	Umströmungsversuch mit Berliner Aquifersand.....	87
4.5.1	Numerisches Grundwassermodell.....	91
4.5.2	Rechenläufe und Modellergebnisse	91
4.6	Umströmungsversuch in einer großdim. Sedimentrinne	93
4.6.1	Numerisches Grundwassermodell.....	99
4.6.2	Rechenläufe und Modellergebnisse	99
4.7	Zusammenfassung der Parameterbestimmung	104
5	DEMONSTRATIONSBAUGRUBE „RINGCENTER II“	107
5.1	Lage	108
5.2	Geologie und Baugrund	109
5.3	Hydrogeologie und Hydrochemie.....	112
5.4	Ausbau der Baugrube	116
5.4.1	Dichtwände.....	117
5.4.2	Weichgelinjektion.....	119
5.4.3	Wasserhaltung	120
5.5	Ergebnisse der begleitenden Untersuchungen	121
5.5.1	Grundwasserspiegelschwankungen.....	122
5.5.2	Hydrochemie des Grundwassers	124

5.5.3	Hydrochemie des Förderwassers.....	126
5.6	Aufbau der numerischen Grundwassermodelle.....	128
5.6.1	2D Vertikalmodell	129
5.6.1.1	Hydrogeologische Eingangsparameter	131
5.6.1.2	Randbedingungen und Modellnetz.....	133
5.6.1.3	Modellkalibrierung.....	134
5.6.1.4	Ergebnisse der Modellrechnungen	137
5.6.1.4.1	Modellrechnungen zur Ermittlung der hydraulischen Situation ohne und mit Berücksichtigung der Wasserhaltung.....	138
5.6.1.4.2	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stoff- transports unter Berücksichtigung der Wasser- haltung und der Sorptionsprozesse.....	141
5.6.1.4.3	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stoff- transports unter Berücksichtigung der Wasser- haltung aber ohne Sorptionsprozesse	147
5.6.1.4.4	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stoff- transports ohne Berücksichtigung der Wasser- haltung und der Sorptionsprozesse.....	152
5.6.2	3D Horizontalmodell	157
5.6.2.1	Hydrogeologische Eingangsparameter	158
5.6.2.2	Randbedingungen und Modellnetz.....	158
5.6.2.3	Modellkalibrierung.....	161
5.6.2.4	Ergebnisse der Modellrechnungen	162
5.6.2.4.1	Modellrechnungen zur Ermittlung der hydraulischen Situation ohne und mit Berücksichtigung der Wasserhaltung	163
5.6.2.4.2	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse.....	168
5.6.2.4.3	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung aber ohne Sorptionsprozesse	169
5.6.2.4.4	Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports ohne Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse.....	171
6	ZUSAMMENFASSUNG UND BEWERTUNG	175
7	LITERATUR	181

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 2.1:	Diskretisierung mit finiten Differenzen.....	10
Abb. 2.2:	Diskretisierung mit finiten Elementen.....	11
Abb. 2.3:	Hydromechanische Dispersion (aus LEGE ET AL. 1996).....	14
Abb. 2.4:	Faktoren der hydromechanischen Dispersion (aus SCHRÖTER 1983)	14
Abb. 2.5:	Ursachen der Skalenabhängigkeit beim Dispersionsvorgang (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995)	15
Abb. 2.6:	Skalenabhängigkeit der Dispersivität (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995, verändert).....	16
Abb. 2.7:	Wirkung der Dispersion auf eine Kontamination zu den Zeitpunkten T_1 bis T_5 (aus LEGE ET AL. 1996)	17
Abb. 2.8:	Schematischer Verlauf verschiedener Adsorptionsisothermen (aus ROEHL 1997)	18
Abb. 2.9:	Beiträge zur Massenbilanz am Kontrollvolumen (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995)	22
Abb. 3.1:	Strömungsverhalten des Grundwassers, dargestellt durch Stromlinien, bei Annäherung an Bereiche höherer hydraulischer Durchlässigkeit	27
Abb. 3.2:	Strömungsverhalten des Grundwassers, dargestellt durch Stromlinien, bei Annäherung an hydraulisch undurchlässige Bereiche in Abhängigkeit von der Form	28
Abb. 3.3:	Wandsysteme für Trogbaugruben (aus STOCKER 1996)	32
Abb. 3.4:	Hochliegende Dichtungssohle ohne und mit Sohlverankerung ...	32
Abb. 3.5:	Tiefliegende Dichtungssohle	33
Abb. 3.6:	Natürliche Dichtungssohle	34
Abb. 3.7:	Schematischer Bauablauf einer Unterwasserbetonsohle (aus STOCKER 1996, verändert)	36
Abb. 3.8:	Herstellung einer Düsenstrahlsäule (aus BORCHERT 1996).....	37
Abb. 3.9:	Schematischer Bauablauf einer Injektionssohle (aus STOCKER 1996, verändert)	39
Abb. 3.10:	Kornverteilungen unterschiedlicher Zemente (KÜHLING 1990)	41
Abb. 3.11:	Untere Anwendungsgrenzen der verschiedenen Injektionsmittel (aus TAUSCH 1994)	41
Abb. 3.12:	Struktur des Alumosilikatkörpers (aus DARIMONT ET AL. 1984)	44

Abb. 4.1:	Kornverteilungskurve des Mittelsandes der Fa. Weisenburg.....	50
Abb. 4.2:	Isothermenanpassung Versuch 1.....	51
Abb. 4.3:	Isothermenanpassung Versuch 2.....	51
Abb. 4.4:	Isothermenanpassung Versuch 3.....	52
Abb. 4.5:	Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l	53
Abb. 4.6:	Kornverteilungskurven verschiedener Siebanalysen des Berliner Hauptaquifers	56
Abb. 4.7:	Isothermenanpassung B16 mit Natriumchloridlösung	57
Abb. 4.8:	Isothermenanpassung B17 mit Natriumchloridlösung	57
Abb. 4.9:	Isothermenanpassung B16 mit Natriumchloridlösung + NaOH (pH=11,5)	58
Abb. 4.10:	Isothermenanpassung B17 mit Synäreseflüssigkeit (pH=11).....	58
Abb. 4.11:	Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l	59
Abb. 4.12:	Ergebnisse der Batchversuche mit Aquifersand und Braunkohle im alkalischen Milieu (B20, NaCl-Lösung + NaOH (pH = 11))	62
Abb. 4.13:	Isothermenanpassung B20 (Braunkohle) mit NaCl-Lösung.....	62
Abb. 4.14:	Korngrößenspektrum des schluffigen Feinsandes aus der Berliner Baugrube	64
Abb. 4.15:	Isothermenanpassung B22 mit Natriumchloridlösung (pH=7) ...	65
Abb. 4.16:	Isothermenanpassung BK2 mit Natriumchloridlösung (pH=7)...	66
Abb. 4.17:	Isothermenanpassung B22 mit Natriumlsg. + NaOH (pH=11)..	66
Abb. 4.18:	Isothermenanpassung BK2 mit Synäreseflüssigkeit (pH=11)....	67
Abb. 4.19:	Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l	68
Abb. 4.20:	Standzylinderversuche mit 10 l destilliertem Wasser	74
Abb. 4.21:	Standzylinderversuche mit 10 l Karlsruher Leitungswasser	75
Abb. 4.22:	Parallelversuche ebenfalls mit 10 l Karlsruher Leitungswasser ..	75
Abb. 4.23:	Gemessene pH-Werte aus den durchgeführten Standzylinderversuchen mit Karlsruher Leitungswasser.....	76
Abb. 4.24:	Schematisierter Querschnitt der Versuchsrinne bei Weichgelinjektion.....	78
Abb. 4.25:	Gemessene Natrium-Konzentrationen am Auslauf des.Rinnen- versuchs bei einer injizierten Weichgelmenge von 4,44 l.....	80
Abb. 4.26:	Zeitlicher Verlauf der Natriumkonzentration während eines Umströmungsversuches (aus DARIMONT ET AL. 1984)	81

Abb. 4.27: Zweidimensionale Darstellung des Fließfeldes in der Sedimentrinne (parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 20$ cm).....	83
Abb. 4.28: Berechneter und gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß	84
Abb. 4.29: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 5 Tagen	84
Abb. 4.30: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 10 Tagen	85
Abb. 4.31: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 30 Tagen	85
Abb. 4.32: Invers berechneter Natriumeintrag durch das Weichgel [mg/l] mit einem Volumen von $V = 4,4$ l	86
Abb. 4.33: Schematisierter Querschnitt bei Weichgelinjektion (verändert aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1997b)	88
Abb. 4.34: Gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß in mg/l	89
Abb. 4.35: Berechneter und gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß	92
Abb. 4.36: Schematisierter Querschnitt der Versuchsrinne bei Weichgelinjektion	95
Abb. 4.37: Photo der großdimensionierten Versuchsanlage (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999)	95
Abb. 4.38: Photo der Weichgelinjektion. In Vordergrund sind die 6 ringförmig angeordneten Injektionslanzen zu erkennen.	97
Abb. 4.39: Gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß der großen Sedimentrinne	98
Abb. 4.40: Zweidimensionale Darstellung des Fließfeldes (Bahnlinien mit Isochronenmarker) in der Sedimentrinne (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)	100
Abb. 4.41: Gemessener und berechneter Natriumaustrag am Rinnenauslaß der großen Sedimentrinne	101
Abb. 4.42: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 8 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)	102
Abb. 4.43: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 35 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)	102
Abb. 4.44: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 52 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)	102

Abb. 4.45:	Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 80 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)	103
Abb. 4.46:	Invers berechneter Natriumeintrag aus dem Weichgelkörper ...	103
Abb. 5.1:	Lage der Baugrube „Ringcenter II“ in Berlin-Lichtenberg	108
Abb. 5.2:	Geologischer Profilschnitt Nord-Süd (vgl. Abb. 5.6)	109
Abb. 5.3:	Geologischer Profilschnitt West-Ost (vgl. Abb. 5.6)	110
Abb. 5.4:	Kornverteilungskurven des Geschiebemergels innerhalb der Baugrube "Ringcenter II" in Berlin	112
Abb. 5.5:	Regionaler Grundwassergleichenplan basierend auf den Pegeldaten der SenSUT Berlin (Stichtag 22.07.1996)	114
Abb. 5.6:	Positionen der Grundwassermeßstellen und Lage der geologischen Profilschnitte	115
Abb. 5.7:	Lage der Dichtwände und der Weichgelsohle im N-S-Profil...	118
Abb. 5.8:	Einrütteln der Injektionslanzen vor der Weichgelinjektion (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1997)	119
Abb. 5.9:	Grundwasserdruckspiegelschwankungen.....	123
Abb. 5.10:	Physiko-chemische Parameter in GWMS B16. Entfernung zur Baugrube 12 m (EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1998).....	125
Abb. 5.11:	Natrium-Ionen-Konzentrationen im Grundwasser der GWMS B7, B15, B17, B18, B23, B24, B25 und B28 im Beobachtungszeitraum von April 96 bis April 99 (Analytik UWG, Berlin)	125
Abb. 5.12:	pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit des Förderwassers (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999, verändert)	127
Abb. 5.13:	Natrium-Ionen-Konzentration im Förderwasser (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999, verändert)	128
Abb. 5.14:	Lage der Profillinie des Vertikalmodells	130
Abb. 5.15:	Geologische Struktur des Vertikalmodells.....	132
Abb. 5.16:	Zeitlicher Verlauf der berechneten Grundwasserdruckhöhen in m NN innerhalb der Baugrube "Ringcenter II"	135
Abb. 5.17:	Gemessene, interpretierte und berechnete Natrium-Ionen- Konzentrationen im Förderwasser	136
Abb. 5.18:	Invers ermittelter Natrium-Ionen-Eintrag aus der Weichgelsohle der Baugrube "Ringcenter II"	136
Abb. 5.19:	Grundwasserströmung unterhalb der Baugrube "Ringcenter II" ohne Wasserhaltung.....	139

Abb. 5.20:	Grundwasserströmung unterhalb der Baugrube "Ringcenter II" mit Wasserhaltung	140
Abb. 5.21:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und Sorption $K_d = 0,0012$ l/g	143
Abb. 5.22:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn, Sorption $K_d = 0,0012$ l/g	144
Abb. 5.23:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung, Sorption $K_d = 0,0012$ l/g	145
Abb. 5.24:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn, Sorption $K_d = 0,0012$ l/g	146
Abb. 5.25:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption ..	148
Abb. 5.26:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Sorption	149
Abb. 5.27:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung und ohne Sorption	150
Abb. 5.28:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Sorption	151
Abb. 5.29:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption ..	153
Abb. 5.30:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption ..	154
Abb. 5.31:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption ..	155
Abb. 5.32:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption ..	156
Abb. 5.33:	3D-Blockbild des Modellgebietes.....	159
Abb. 5.34:	Berechnete und gemessene Natrium-Ionen-Konzentrationen im Förderwasser der Restwasserhaltung für das 3D-Modell	162
Abb. 5.35:	Isolinien-darstellung der Grundwasserdruckhöhen in m. NN.....	164
Abb. 5.36:	Stromlinien mit Isochronenmarker im 2D-Schnitt bei $z = 24$ m ü. NN.....	165
Abb. 5.37:	Dreidimensionaler Bahnlinienverlauf im Aquifer ($z = 23$ m ü. NN) ohne Wasserhaltung	167
Abb. 5.38:	Dreidimensionaler Bahnlinienverlauf im Aquifer ($z = 7, 10$ und 18 m ü. NN) mit Wasserhaltung	167

Abb. 5.39:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei z = 18 m ü. NN nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung und ohne Sorption	170
Abb. 5.40:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei z = 20 m ü. NN nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption.....	172
Abb. 5.41:	Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei z = 20 m ü. NN nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption.....	173

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 4.1:	Ergebnisse der graphischen Anpassung	52
Tab. 4.2:	Ergebnisse der Sorptions- und Retardationsprozesse mit einer Natrium-Konzentration von 400 mg/l	54
Tab. 4.3:	Ermittelte Sorptionskoeffizienten aus den Batchversuchen mit Berliner Aquifersand.....	60
Tab. 4.4:	Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzen- tration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation	60
Tab. 4.5:	Berechneter Sorptionskoeffizient für den Berliner Auifersand mit Kohleeinschaltungen	63
Tab. 4.6:	Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzen- tration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation	63
Tab. 4.7:	Berechnete Sorptionskoeffizienten für den schluffigen Feinsand	68
Tab. 4.8:	Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzen- tration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation	69
Tab. 4.9:	Liste der Kenndaten des Umströmungsversuchs mit Weisenburger Sand	78
Tab. 4.10:	Liste der Kenndaten des Umströmungsversuchs mit Berliner Aquifersand	88
Tab. 4.11:	Auflistung der Kenndaten des großdimensionierten Umströmungsversuchs mit Weisenburger Sand	96
Tab. 4.12:	Weichgelvolumina und Oberflächen und die daraus resultierenden Natriumeinträge	105
Tab. 5.1:	Hydrogeologische Parametergrößen der einzelnen Sedimenteinheiten	113
Tab. 5.2:	Filterstrecken der Grundwassermeßstellen.....	116
Tab. 5.3:	Anzahl der Injektionspunkte und injizierte Weichgelmengen...	120
Tab. 5.4:	Hydrogeologische Parameter des Vertikalmodelles.....	131

SYMBOL- UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

α_l	longitudinale Dispersivität [m]
α_t	transversale Dispersivität [m]
b	Affinitätskonstante [$L^3 \cdot M$]
c	Konzentration [mg/l]
c_0	Ausgangskonzentration [mg/l]
c_a	adsorbierte Stoffmenge [mg/g]
$c_{a, \max}$	Adsorptionsmaximum [mg/g]
∂	Partielles Differenzial
D	Dispersionskoeffizient [m^2/s]
D_m	molekulare Dispersionskonstante [m^2/s]
d	Netzebenenabstand [Å]
E	Energie [$M \cdot L^2/T^2$]
F	FREUNDLICH-Parameter [$M^{1-N} \cdot L^{3N}/M$]
g	Erdbeschleunigung [m/s^2]
∇	Nabla-Operator in drei Dimensionen
h	Piezometerhöhe [m]
i	Gradient [1]
j	diffusiver Stofffluß [$mg/m^2 \cdot s$]
K_d	Verteilungskoeffizient [l/g]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
l	Länge [m]
Δl	Elementlänge in Strömungsrichtung [m]
λ	Wellenlänge [Å]
m_d	Trockenmasse [g]
N	FREUNDLICH-Parameter [1]
n	ganzzahliger Wert
n_e	effektive Porosität [1]
p	Druck [$M/L/T^2$]
P_e	Gitter-PECLET-Zahl [1]
Q	Durchfluß / Förderrate [m^3/s]
R_d	Retardationsfaktor [1]
ρ	Dichte des Wassers [g/cm^3]
ρ_d	Trockendichte [g/cm^3]
S	Speicherkoeffizient [1]
S_s	Spezifischer Speicherkoeffizient [1]
t	Zeit [s]
Δt	Zeitschrittlänge [s]

t_{Na}	Verweilzeit des Natrium-Ions [s]
t_w	Verweilzeit des Wasserteilchens [s]
Θ	Beugungswinkel [$^\circ$]
V	Volumen [m^3]
v	Filtergeschwindigkeit [m/s]
v_a	Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
v_x, v_y, v_z	Komponenten des Vektors v der Filtergeschwindigkeit [m/s]
W	Quell- oder Senkenterm für Stoffmengen bzw. Wassermassen [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$] bzw. [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$]
z	Höhe über Bezugsniveau [m]

Abb.	Abbildung
AGK	Lehrstuhl für Angewandte Geologie Karlsruhe
bzw.	beziehungsweise
FD	Finite Differenz
FE	Finites Element
Gl.	Gleichung
GOK	Geländeoberkante [m ü. NN]
GWMS	Grundwassermeßstelle
m ü. NN	Höhe über Normal Null
Tab.	Tabelle
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

1 EINLEITUNG

1.1 Problemstellung

Die Erstellung von tiefgründenden Bauwerken erfordert bei geringen Flurabständen eine zeitweilige Trockenlegung der Baugruben, bis ein auftriebssicherer Bauzustand erreicht ist. Zur Herstellung tief in das Grundwasser reichender Baugruben existieren verschiedene Verfahren, wobei die Schaffung künstlicher Injektionssohlen, die seitlich an eine laterale Baugrubenumschließung anbinden, das heutzutage am häufigsten angewendete Verfahren darstellt. Diese sogenannte Trogbauweise mit tiefliegender Dichtungssohle wurde von der Bauindustrie in den letzten Jahren durch großen innovativen Aufwand zu einer ökonomischen Bauweise mit hohem Sicherheitsstandard entwickelt (SCHWARZ 1996). Große Bedeutung kam dabei den Weichgelinjektionssohlen zu, die aufgrund der physikalischen Eigenschaften des Injektionsmittels in einem breiten Korngrößenspektrum einsetzbar sind und daher von allen Injektionsmitteln die größten Einsatzmöglichkeiten aufweisen (TAUSCH ET AL. 1990). Aufgrund der ökonomischen Vorteile des Verfahrens kamen in Deutschland deshalb Weichgelinjektionssohlen in größerem und in jüngster Zeit zunehmendem Umfang zur Ausführung. Allein in der Stadt Berlin wurden von 1990 bis 1995 etwa 100.000 m³ Weichgel in den Porenaquifer verpreßt (BRAUNS ET AL. 1995).

Aufgrund des erheblichen Umfanges von Injektionsmaßnahmen mit Weichgel zu Abdichtungszwecken kam in jüngster Zeit die Frage nach den potentiellen Grundwasserbeeinträchtigungen durch dieses Verfahren auf. Die in Berlin zuständige Genehmigungsbehörde (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (SenSUT)) hat im Sommer 1995 einen Zulassungsstop für Baumaßnahmen mit Weichgelsohlen ausgesprochen und angeregt, der Umweltverträglichkeit von Weichgeleinpressungen in einem Gutachten nachzugehen. Im Rahmen dieses ersten Gutachtens (BRAUNS ET AL. 1995) wurden intensive Literaturstudien und erste Labor- und Modellversuche durchgeführt und ausgewertet. Die Ergebnisse der Gutachtergruppe zeigten, daß die Besorgnis über etwaige schädliche Beeinträchtigungen des Grundwassers oder gar die Gefährdung des Trinkwassers aus der Verwendung dieser Bautechnik nicht begründet ist.

Dieser Bewertung schloß sich die SenSUT jedoch nicht an. Auf Wunsch der SenSUT sollte deshalb an einem konkreten Bauvorhaben der qualifizierte

Einbau einer Weichgelsohle demonstriert und zugleich die Nichtbeeinflussung des Grundwasserabstroms bestätigt werden. Dazu wurde das Bauvorhaben "Ringcenter II" in Berlin-Lichtenberg ausgewählt.

Für die an diesem Bauvorhaben geplanten Langzeituntersuchungen wurde im Vorfeld der Bautätigkeiten gemeinsam mit der SenSUT ein umfangreiches Untersuchungsprogramm erarbeitet, um die großflächige Weichgelinjection selbst und die sich daraus ergebenden potentiellen Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität zu dokumentieren. Die Ergebnisse dieser baubegleitenden, wissenschaftlichen Untersuchungen wurden in dem Gutachten von BRAUNS ET AL. (1997) dargestellt. Darin kamen die Gutachter zu dem Schluß, daß die Kernaussagen des ersten Gutachtens durch die neugewonnenen Erkenntnisse voll bestätigt wurden.

Die Untersuchungen dieser beiden Gutachten zeigten, daß durch die Weichgelinjection an der Baugrube "Ringcenter II" keine Inhaltsstoffe oder Reaktionsprodukte aus dem Weichgel in den Grundwasserleiter gelangen und daher die Grundwasserqualität nicht beeinträchtigt wird. Die Untersuchungen verdeutlichten ebenfalls, daß sich sämtliche Reaktionsprozesse in aller nächster Umgebung einer Weichgelinjection abspielen (BRAUNS ET AL. 1995, 1997).

Zur Klärung von Detailfragen, die durch die Gutachten aufkamen, wurden weitere Untersuchungen zusätzlich zu den Gutachten von der Angewandten Geologie Karlsruhe (AGK) durchgeführt und finanziert. Diese bis Anfang 2000 fortgeführten Untersuchungen vor Ort und im Labor sollten die Aussagen des Gutachtens weiter konkretisieren. Die vorliegende Dissertationsarbeit und die von SCHNELL (2000) resultieren aus diesen Untersuchungen und der Mitarbeit an dem baubegleitenden Gutachten.

Um sowohl die Hydraulik als auch die räumliche Ausdehnung bzw. Variation der hydrochemischen Prozesse in der näheren Umgebung der Baugrube zu erfassen, sollte der Nahbereich der Weichgelsohle durch verschiedenskalige Laborversuche und numerische Modellrechnungen zugänglich gemacht werden. Hierzu standen Strömungsrinnen bis zu den Ausmaßen von 6 x 2 x 1,5 m zur Verfügung, in denen Weichgelinjectionen vom Labormaßstab bis zu realen Verhältnissen nachgebildet werden konnten. Die Ergebnisse dieser Rinnenversuche sollten in dreidimensionale Strömungs- und Stofftransportmodellierungen einfließen.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt in den zwei- und dreidimensionalen Berechnungen der Strömung und des Stofftransports an der Baugrube "Ringcenter II" in Berlin. Mit Hilfe der Modellrechnungen sollte das räumliche Strömungsverhalten des Grundwassers als auch die räumlichen und zeitlichen Transportprozesse der eingetragenen Stoffe geklärt werden. Insbesondere stand hier die Ermittlung der verschiedenartigen Sorptions- und Retardationsparameter als auch der Einfluß der Restwasserhaltung auf die Grundwasserhydraulik im Vordergrund. Durch die numerischen Modellierungen wird der Einfluß der Wasserhaltungsmaßnahmen sowie der Sorptionsprozesse auf die Stoffausbreitung und die potentielle Grundwasserbeeinflussung dargestellt.

Neben den erwähnten Gutachten wurden in der Vergangenheit verschiedenste Untersuchungen zum Thema Weichgelsohlen durchgeführt (DONEL 1981, DARIMONT ET AL. 1984, MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. 1982, 1984, 1985). In diesen Arbeiten sind die engen Wechselwirkungen zwischen Weichgelinjektion und Grundwasser bisher weitestgehend unbeachtet geblieben.

Erste Ansätze zur Bewertung der Boden- und Grundwassergefährdung durch Baustoffe werden in dem Merkblatt des DIBT (in Vorb.) und in den DVWK-Materialien (1999) gegeben. Die vorliegende Arbeit soll einen Teil dazu beitragen, die potentielle Grundwassergefährdung durch Weichgelinjektionen beurteilen zu können bzw. notwendige Rahmenbedingungen darzustellen, um eine Gefährdung zu vermeiden.

1.2 Gliederung der Arbeit

Die Grundlagen der Grundwasserströmung und des Stofftransports sowie deren numerische Lösung durch die Modellsoftware wird in Kapitel 2 dargestellt.

In Kap. 3 werden die bautechnischen Maßnahmen zur Erstellung einer tieferreichenden Trogbaugrube beschrieben. Dabei wird insbesondere auf die verschiedenen zur Zeit gängigen Methoden und Materialien der Sohlabdichtung eingegangen.

Zur Bestimmung der hydraulischen und hydrochemischen Parameter, die für die anschließenden Modellrechnungen notwendig waren, wurde eine Vielzahl von Laboruntersuchungen unterschiedlicher Dimension durchgeführt. Mit Hilfe von inversen Modellrechnungen dieser Laborversuche sollte dabei unter

anderem der zeitliche Stoffaustrag aus einem Weichgelkörper ermittelt werden. Diese Laborversuche und Modellrechnungen werden in Kapitel 4 dargestellt.

Der Schwerpunkt der Arbeit liegt in den zwei- und dreidimensionalen Berechnungen der Strömung und des Stofftransports an der Baugrube "Ringcenter II" in Berlin (Kap. 5). An dieser konkreten Baumaßnahme wird durch die numerischen Modellierungen der Einfluß der Wasserhaltungsmaßnahmen sowie der Sorptionsprozesse auf die Stoffausbreitung und die potentielle Grundwasserbeeinflussung dargestellt. Durch verschiedene Modellansätze sollte dabei neben der Nachbildung der realen hydraulischen und hydrochemischen Situation auch durch so genannte 'worst-case-Studien' die maximal mögliche Stoffverfrachtung und damit die größtmögliche qualitative Grundwasserbeeinflussung durch die Baumaßnahme ermittelt werden.

In einer zusammenfassenden Bewertung (Kap. 6) wird die aufgezeigte Problematik auf Basis der ermittelten Ergebnisse diskutiert.

2 GRUNDLAGEN DER NUMERISCHEN GRUNDWASSERMODELLIERUNG

Die Grundlagen und Anwendungen der Grundwassermodellierung sind in vielen Lehrbüchern ausführlich dargestellt (z.B. ANDERSON & WOESSNER 1992, BUSCH ET AL. 1993, FREEZE & CHERRY 1979, HOLZBECHER 1996, KINZELBACH 1992, KINZELBACH & RAUSCH 1995, LEGE ET AL. 1996, WANG & ANDERSON 1982). Die folgenden Ausführungen zur mathematischen Beschreibung der Grundwassermodellierung beruhen auf den Darstellungen in den genannten Werken und sollen lediglich einen Überblick über Begriffe und Methoden geben, die in der vorliegenden Arbeit von Bedeutung sind.

2.1 Die Grundwasserströmung

2.1.1 Die Piezometerhöhe

Die Strömung des Wassers in einem porösen Medium ist ein mechanischer Prozeß, bei dem mechanische Energie durch Reibung irreversibel in Wärmeenergie umgewandelt wird. Daher fließt das Wasser immer von Bereichen höherer Energie zu Bereichen mit geringerer mechanischer Energie.

Die spezifische, mechanische Energie pro Gewichtseinheit Wasser ist gegeben durch die BERNOULLI-Gleichung (FETTER 1999):

$$E = \frac{p}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} + z \quad (2.1)$$

mit E = Energiehöhe [L]
 p = Druck [M/L/T²]
 ρ = Dichte des Wassers [M/L³]
 g = Erdbeschleunigung [L/T²]
 v = Fließgeschwindigkeit [L/T]
 z = Höhe über Bezugsniveau [L]

Da die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im allgemeinen sehr gering ist und für die nachfolgenden Betrachtungen vernachlässigt werden kann, ergibt sich die Piezometerhöhe h (Standrohrspiegelhöhe) als Summe aus Druck- und Lageenergie:

$$h = \frac{p}{\rho g} + z \quad (2.2)$$

Differenzen in der Piezometerhöhe führen zur Bewegung des Wassers.

2.1.2 Die Kontinuitätsgleichung

Das Wasservolumen, das unter stationären Bedingungen in ein betrachtetes Elementarvolumen in einer bestimmten Zeit einströmt, muß gleich dem in dieser Zeit ausströmenden Wasser- und Speichervolumen sein. Obwohl das Kontinuitätsgesetz im strengen Sinne nur als Gesetz der Erhaltung von Masse gültig ist, kann es jedoch unter Voraussetzung der Inkompressibilität von Wasser und Matrix auch auf eine volumenbezogene Betrachtung angewendet werden.

Die Notwendigkeit, das Massenerhaltungsgesetz volumenbezogen zu formulieren, begründet sich daher, daß das für die Strömungsmodellierung zweite grundlegende Gesetz, das Gesetz von DARCY (Kap. 2.1.3), Aussagen über Volumenströme macht, und beide miteinander in Beziehung zu setzen sind (Kap. 2.1.4). Unter der Voraussetzung, daß die Dichte keine Funktion des Ortes ist, ergibt sich die folgende, als Kontinuitätsgleichung bezeichnete, partielle Differenzialgleichung:

$$\nabla \cdot \mathbf{v} = -S_s \frac{\partial h}{\partial t} + w \quad (2.3)$$

mit

$$\nabla \cdot \mathbf{v} = \frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} + \frac{\partial v_z}{\partial z}$$

mit	∇	=	Nabla-Operator in drei Dimensionen
	v_x, v_y, v_z	=	Komponenten des Vektors \mathbf{v} der Filtergeschwindigkeit
	$\partial h / \partial t$	=	zeitliche Änderung der Piezometerhöhe
	w	=	Quell- oder Senkenterm, bezogen auf das Kontrollvolumen
	S_s	=	spezifischer Speicherkoeffizient
	∂	=	partiell Differential

Die linke Seite der Gleichung beschreibt die Zu- und Abflüsse über die Grenzflächen des Kontrollvolumens. Auf der rechten Seite steht der erste Term für die Speicherung von Wasser, der zweite für Quellen ($w > 0$) oder Senken ($w < 0$), die beispielsweise durch Zugabe- oder Entnahmebrunnen realisiert sein können.

2.1.3 Das Gesetz von DARCY

Das Gesetz von DARCY stellt eine Beziehung zwischen der Piezometerhöhe h und der Filtergeschwindigkeit v her. Für den allgemeinen Fall einer dreidimensionalen Grundwasserströmung lautet es:

$$\vec{v} = -K_f \vec{\nabla} h \quad (2.4)$$

mit

$$\vec{\nabla} h = \frac{\partial h}{\partial x} \vec{e}_x + \frac{\partial h}{\partial y} \vec{e}_y + \frac{\partial h}{\partial z} \vec{e}_z$$

Bei einer Strömung in einem isotropen porösen Medium ist die Proportionalitätskonstante im Gesetz von DARCY ein Skalar und wird als Durchlässigkeitsbeiwert k_f bezeichnet. Bei einer anisotropen Durchlässigkeitsverteilung, bei der die Durchlässigkeit von der Strömungsrichtung abhängig ist, muß anstelle des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f der symmetrische Durchlässigkeitsensor K_f verwendet werden.

$$K_f = \begin{bmatrix} k_{f,xx} & k_{f,xy} & k_{f,xz} \\ k_{f,yx} & k_{f,yy} & k_{f,yz} \\ k_{f,zx} & k_{f,zy} & k_{f,zz} \end{bmatrix} \quad (2.5)$$

Fallen die Achsen der Anisotropie mit den Koordinatenachsen zusammen, so gilt:

$$K_f = \begin{bmatrix} k_{f,x} & 0 & 0 \\ 0 & k_{f,y} & 0 \\ 0 & 0 & k_{f,z} \end{bmatrix} \quad (2.6)$$

In der Praxis bedeutet dieses, daß zwei Achsen des Koordinatensystems parallel und eine Achse senkrecht zur Schichtung ausgerichtet werden. In der Regel werden höchstens zwei unterschiedliche Komponenten des Durchlässigkeitstensors berücksichtigt, nämlich eine horizontale Durchlässigkeit $k_{f,x} = k_{f,y}$ und eine vertikale Durchlässigkeit $k_{f,z}$. Der Anisotropiefaktor $k_{f,x} / k_{f,z}$ liegt dabei zwischen 1 und 100, in der Regel bei 10 (FETTER 1999).

2.1.4 Grundgleichung der Grundwasserströmung

Durch Einsetzen der DARCY-Gleichung (2.4) in die Kontinuitätsgleichung (2.3) kann die Filtergeschwindigkeit durch die einfacher meßbare Piezometerhöhe ersetzt werden und man erhält für ein homogenes, isotropes Medium und stationäre Bedingungen die sogenannte LAPLACE-GLEICHUNG (KINZELBACH & RAUSCH 1995):

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (2.7)$$

Diese Gleichung beschreibt die Verteilung der Standrohrspiegelhöhen in Abhängigkeit vom Ort im Strömungsfeld. Sie ist die zweite Ableitung der Piezometerhöhe h nach den Raumkoordinaten (x, y, z) und kann verkürzt auch folgendermaßen formuliert werden:

$$\nabla^2 h = 0 \quad (2.8)$$

Die Grundgleichung der stationären Grundwasserströmung gilt ebenfalls für andere Potentialströmungen, wie elektrischen Strom oder Wärmeleitung in Festkörpern, unter stationären Bedingungen.

Die abgeleiteten partiellen Differenzialgleichungen beschreiben die physikalischen Phänomene in allgemeiner Form. Diese Gleichungen beinhalten noch keine Informationen über ein bestimmtes Modellgebiet und haben deshalb eine unendliche Zahl von Lösungen. Eine eindeutige Lösung der Differenzialgleichung allein ist nicht möglich, da das System unbestimmt ist. Erst durch die Definition von Randbedingungen kann eine eindeutige Lösung gefunden werden.

Man unterscheidet im wesentlichen drei Arten von Randbedingungen:

1. Randbedingung erster Art (DIRICHLET-Bedingung)
Das Randpotential h ist bekannt (Festpotential). Diese Randbedingung wird bevorzugt entlang von Vorflutern mit vollem hydraulischem Kontakt zum Aquifer oder entlang stationärer Grundwassergleichen genutzt.
2. Randbedingung zweiter Art (NEUMANN-Bedingung)
Diese Randbedingung definiert den Zufluß oder Abfluß senkrecht zum Rand, d.h. die Ableitung in Normalenrichtung wird vorgegeben. Ein Spezialfall ist der undurchlässige Rand ($\partial h / \partial n = 0$). Dieser Fall ist dann gegeben, wenn z.B. eine Stromlinie als Begrenzung des Modellgebietes gewählt wird.
3. Randbedingung dritter Art (CAUCHY-Bedingung)
Sie stellt eine Linearkombination aus den Randbedingungen erster und zweiter Art dar. Sie wird in der Regel beim Auftreten von Leckagen eingesetzt, wo das ein- oder ausströmende Wasservolumen in linearer Abhängigkeit vom Potentialunterschied zwischen Vorfluter- und Grundwasserspiegel steht.

Eine explizite, in geschlossener Form darstellbare „analytische“ Lösung der Strömungsgleichung setzt einfache Randbedingungen bzw. Geometrien und eine homogene Verteilung der Aquiferparameter voraus (BEAR 1979, KINZELBACH 1992). Für komplexe, regionale Strömungsverhältnisse sind diese Bedingungen in der Regel nicht erfüllt. Die Strömungsgleichung muß daher numerisch gelöst werden.

2.1.5 Numerische Lösung der Strömungsgleichung

Numerische Methoden zur Lösung der Strömungsgleichung sind Näherungen, die auf einer Diskretisierung des räumlichen und, im Falle einer instationären Strömung, zeitlichen Kontinuums basieren. Man verzichtet auf eine kontinuierliche Lösung der analytischen Verfahren, nämlich die Lösung in jedem beliebigen Punkt bestimmen zu können, und entscheidet sich für die Lösung der beschreibenden Gleichung an N diskreten Orten mit Hilfe eines Gleichungssystems aus N algebraischen Gleichungen mit N Unbekannten. Die dabei am häufigsten genutzten Verfahren sind das Finite-Differenzen-Verfahren (FD) sowie das Finite-Elemente-Verfahren (FE).

2.1.5.1 Methode der finiten Differenzen

Diese Methode ist das meist verbreitete Näherungsverfahren. Der Grund dafür liegt in der einfachen Anwendbarkeit. Das Verfahren ist leicht verständlich und einfach zu programmieren. Es kommt z.B. in dem weltweit verbreiteten Programm MODFLOW (MCDONALD & HARBAUGH 1988) zum Einsatz.

Im Differenzenverfahren werden die Differenziale in der Strömungsgleichung durch Differenzenquotienten angenähert. Die räumliche Diskretisierung des Modellgebietes erfolgt durch ein regelmäßiges, orthogonales Gitter (Abb. 2.1). Für jeden Knoten des Gitters wird eine algebraische Gleichung erstellt, in der die Zustände in den Nachbarknoten durch Differenzenquotienten mit berücksichtigt werden. Daraus resultiert ein Gleichungssystem mit den unbekannten Knotenwerten. Dieses Gleichungssystem wird nun meist iterativ gelöst, wobei eine gegebene Näherungslösung sukzessive je Iterationsschritt verbessert wird. Dabei muß ein Abbruchkriterium definiert werden, bis zu dem die Iteration durchgeführt wird.

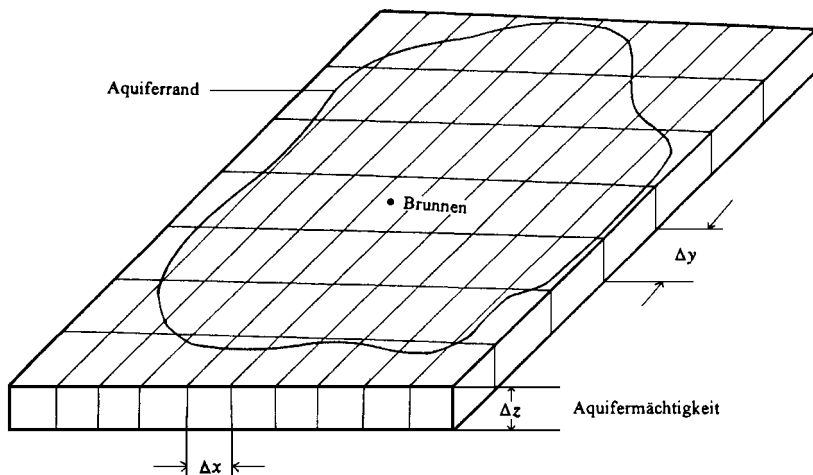


Abb. 2.1: Diskretisierung mit finiten Differenzen

Der Vorteil des finiten Differenzen-Verfahrens ist der geringere mathematische Rechenaufwand zur Lösung der Strömungsgleichung.

Die Nachteile des finiten Differenzen-Verfahrens sind:

- Das Diskretisierungsgitter muß regelmäßig sein. Dadurch werden irreguläre Geometrien schwer oder ungenau erfaßt, bzw. wird die Geometrie des Modellgebietes an das Netz angepaßt.
- Die numerische Erfassung des Massenflusses am Modellrand ist umständlich
- Singularitäten von besonderem Interesse können nicht lokal verfeinert werden, ohne das gesamte Gebiet zu beeinflussen.

2.1.5.2 Methode der finiten Elemente

Die Methode der finiten Elemente basiert auf der Anwendung von Variationsmethoden zur Lösung einer Differenzialgleichung. Dabei wird das Modellgebiet in Teilgebiete unterteilt, in denen das Variationsverfahren einfach angewandt werden kann.

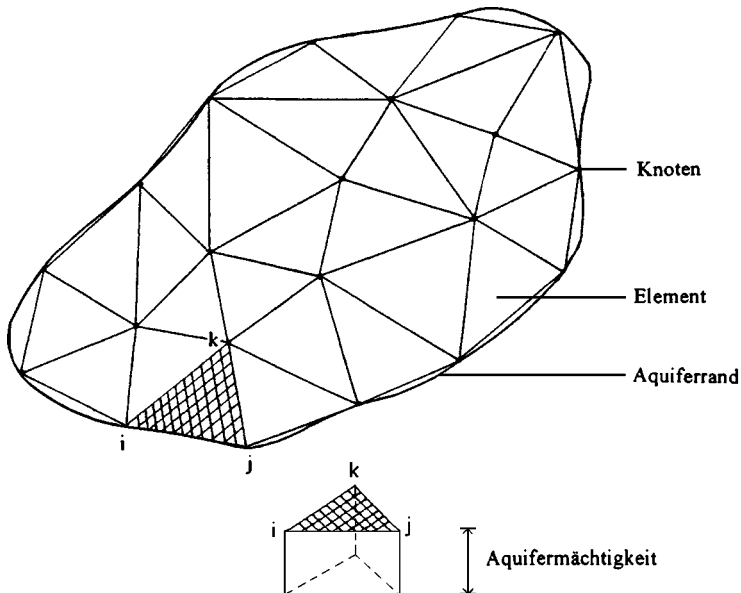


Abb. 2.2: Diskretisierung mit finiten Elementen

Diese Teilgebiete oder finite Elemente sind in der Regel einfache Geometrien (Dreiecke oder Vierecke) (Abb. 2.2), so daß die Bestimmung der Unbekannten h der Näherungslösung mit Hilfe der EDV automatisiert werden kann. Bei ungeeigneten Elementgrößen oder Elementgeometrien können dabei numerische Probleme auftreten, die durch Stabilitäts- und Konvergenzkriterien minimiert werden müssen (s. Kap. 2.2.4).

Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der Anwendung unregelmäßiger Elemente, die eine Diskretisierung jeglicher Modellgebietsformen ermöglicht. Außerdem läßt sich das Modellnetz einzelner Bereiche problemlos lokal verfeinern.

Durch die Entwicklung effizienter Pre- und Postprozessoren in den letzten Jahren hat sich die Methode der finiten Elemente zu einer weitverbreiteten Vorgehensweise entwickelt, die in vielen Fragestellungen der Natur- und Ingenieurwissenschaft Anwendung findet. Auch in der hier vorliegenden Arbeit kam die Methode der finiten Elemente zum Einsatz (s. Kap. 2.3).

2.2 Der Stofftransport

2.2.1 Transportmechanismen

Im folgenden Kapitel sollen die verschiedenen Mechanismen, die zu einer Verlagerung von gelösten Inhaltsstoffen im Grundwasserleiter führen, aufgezeigt werden. Als treibende Kräfte kommen dafür einerseits Potential- und Dichteunterschiede im Grundwasser andererseits Konzentrationsunterschiede in Betracht. Dabei führen die beiden ersteren zu einer Wasserbewegung, die den Inhaltsstoff mit verlagert, letztere hingegen auch ohne eine Eigenbewegung des Grundwassers zu einer Ausbreitung des Stoffes.

2.2.1.1 Advektion

Unter Advektion versteht man die Bewegung von Wasserinhaltsstoffen mit der Abstandsgeschwindigkeit v_a der Strömung. Dabei findet keine Betrachtung der tatsächlichen Fließbahnen der Stoffteilchen statt. Ohne Grundwasserbewegung kommt es zu keiner Stoffverlagerung. Der Prozeß ist reversibel, d.h. dreht man die Wasserströmung um, kehren die Stoffteilchen zu ihrem Ausgangspunkt zurück. Die Abstandsgeschwindigkeit v_a stellt dabei die mittlere Transportgeschwindigkeit im Grundwasserleiter zwischen zwei Punkten dar. Sie entspricht

nicht der tatsächlichen Strömungsgeschwindigkeit im Porenraum. Ermittelt wird die Abstandsgeschwindigkeit mit Hilfe von Tracer-Versuchen, der Beobachtung des Transports von idealen Tracern im Grundwasser. Der advective Anteil des Massenflusses ist direkt proportional zur Abstandsgeschwindigkeit.

2.2.1.2 Molekulare Diffusion

Ursache der molekularen Diffusion ist die BROWNEsche Molekularbewegung, eine thermische Eigenbewegung der Moleküle. Diese führt unabhängig von Betrag und Richtung der Strömungsgeschwindigkeit zu einem Transport der Stoffe von Orten mit hoher zu solchen mit niedrigerer Konzentration. Der diffusive Stofffluß j durch eine Fläche mit Normalenrichtung n ist proportional zum Konzentrationsgradienten (FICK'sches Gesetz):

$$j = D_m \frac{\partial c}{\partial n} \quad (2.9)$$

D_m ist die molekulare Diffusionskonstante. Die molekulare Diffusion führt zur Aufweitung eines Stoffpeaks im Grundwasser, unabhängig davon, ob das Wasser strömt oder stillsteht. Der Prozeß ist irreversibel. Gegenüber der Advektion kann der Anteil der molekularen Diffusion am Stofftransport im Grundwasser in der Regel vernachlässigt werden (LEGE ET AL. 1996).

2.2.1.3 Hydromechanische Dispersion

Die hydrodynamische Dispersion läuft nicht ohne Wasserbewegung ab. Hervorgerufen wird die Dispersion dadurch, daß die Bewegung der Wasserteilchen nicht, wie bei der Advektion vereinfacht angenommen, auf geraden Bahnen erfolgt, sondern das Teilchen auf seinem Weg die Sedimentkörner umströmt. Dabei können Teilchen, die an derselben Stelle starten, unterschiedliche Wege nehmen (Abb. 2.3).

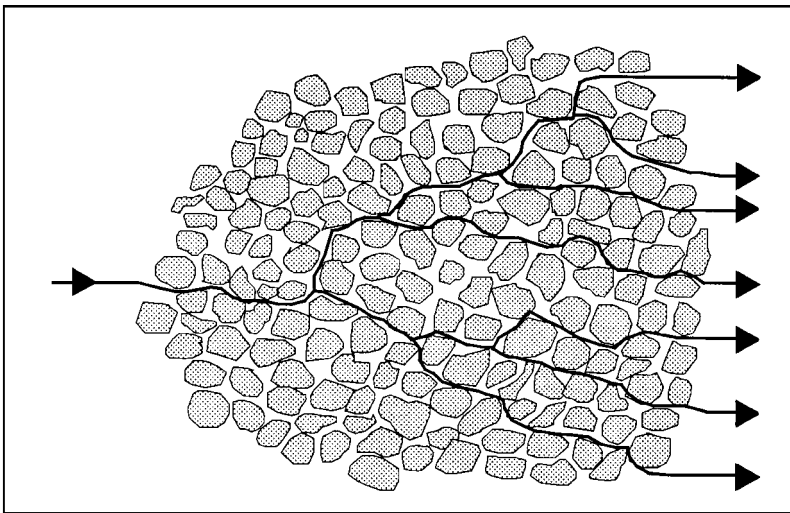


Abb. 2.3: Hydromechanische Dispersion (aus LEGE ET AL. 1996)

Zusätzlich ist die Strömungsgeschwindigkeit sowohl innerhalb einer Pore als auch in benachbarten Poren durch die Unterschiede in der Porengröße und Geometrie unterschiedlich schnell (Abb. 2.4). Durch diese Unterschiede in den Bahngeschwindigkeiten und Transportstrecken werden folglich einzelne Teilchen unterschiedlich schnell transportiert. Dadurch kommt es sowohl zu einer Aufweitung eines Konzentrationspeaks in Strömungsrichtung als auch quer zu ihr.

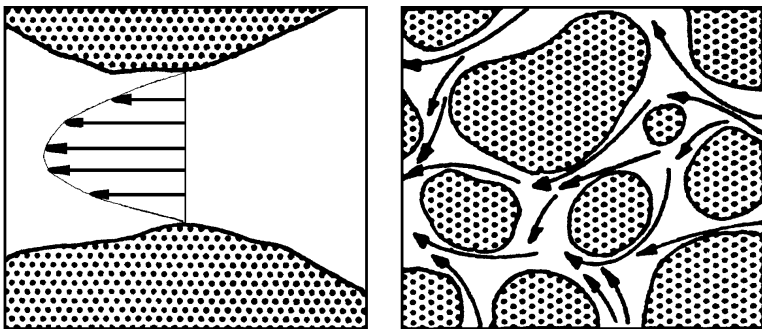


Abb. 2.4: Faktoren der hydromechanischen Dispersion (aus SCHRÖTER 1983)

Neben dieser korngerüstbedingten Dispersion treten weitere verstärkende Faktoren hinzu, wenn man einen Aquifer mit zunehmender Entfernung betrachtet. Dabei erkennt man zunächst kleinere Sediment-Inhomogenitäten, die zu Bereichen mit höheren und niedrigeren Abstandsgeschwindigkeit führen und somit eine kleinskalige Makrodispersion verursachen (Abb. 2.5). Mit weiterem Abstand werden zunehmend Linsen und Schichten mit unterschiedlichen Abstandsgeschwindigkeiten auftreten und damit zu einer großskaligen Makrodispersion führen.

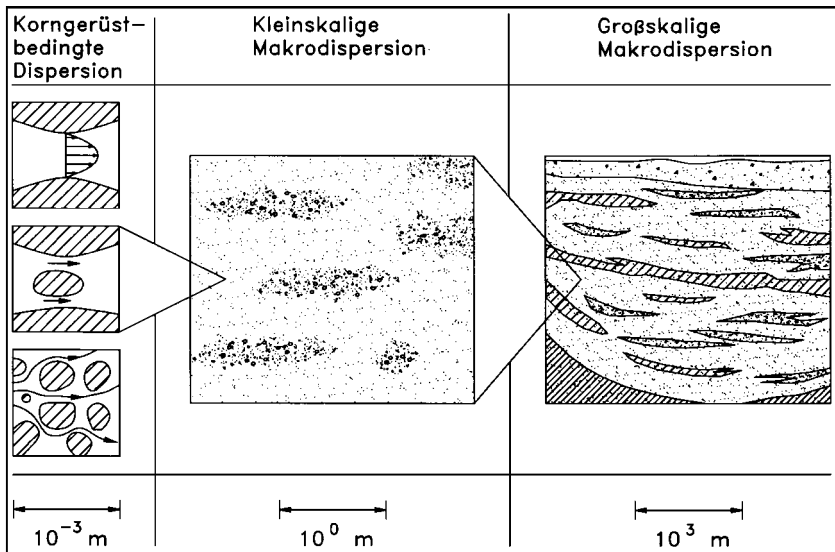


Abb. 2.5: Ursachen der Skalenabhängigkeit beim Dispersionsvorgang (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995)

Der dispersive Stofffluß kann analog zum FICK'schen Gesetz beschrieben werden. An Stelle der molekularen Diffusionskonstanten D_m tritt hier der Dispersionskoeffizient D , der näherungsweise aus der Dispersivität α und dem Betrag der Abstandsgeschwindigkeit berechnet werden kann:

$$D = \alpha v_a \quad (2.10)$$

Die Dispersivität α repräsentiert die sedimentbedingten Einflüsse als auch die Abhängigkeit von der Transportstrecke auf den Dispersionskoeffizienten D . Im Gegensatz zur molekularen Diffusion ist die Dispersion gerichtet. Sie ist in Strömungsrichtung (longitudinale Dispersion) größer als quer dazu (transver-

sale Dispersion). Ein weiterer Unterschied zur Diffusion besteht in der Skalenabhängigkeit der Dispersion. Mit zunehmender Fließstrecke nimmt die Dispersivität α zu (Abb. 2.6) (FETTER 1999).

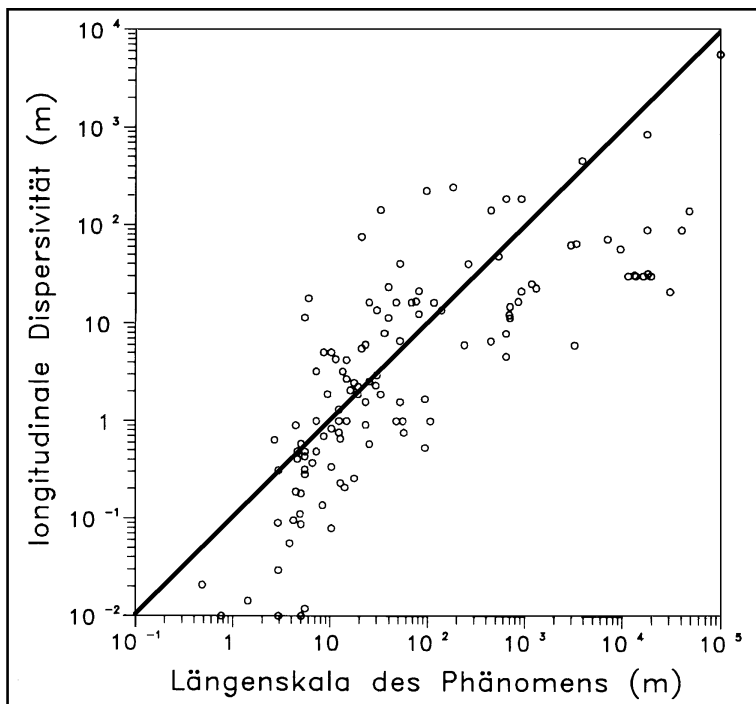


Abb. 2.6: Skalenabhängigkeit der Dispersivität (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995, verändert)

Infolge der hydromechanischen Dispersion wird sich eine Schadstoffahne mit zunehmender Fließstrecke weiter ausbreiten, dabei wird sich ihre Maximalkonzentration verringern. Da die longitudinale Dispersivität α_l größer ist als die transversale α_t , wird sich eine Kontaminationswolke in die Länge ziehen. Dieses Phänomen ist schematisch in Abb. 2.7 dargestellt.

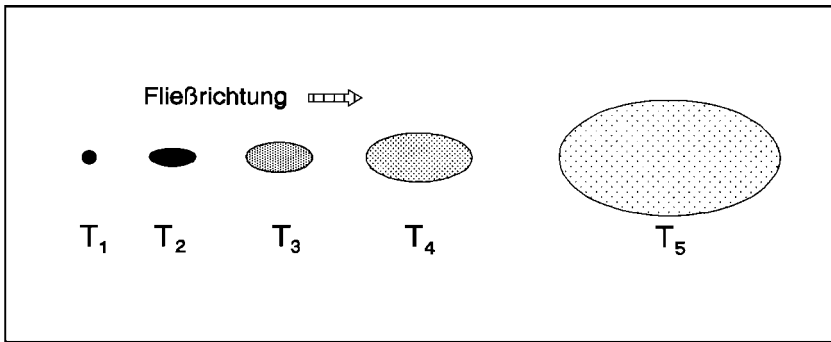


Abb. 2.7: Wirkung der Dispersion auf eine Kontamination zu den Zeitpunkten T_1 bis T_5 (aus LEGE ET AL. 1996)

2.2.2 Sorptionsprozesse

Neben den Prozessen, die eine Ausbreitung eines Grundwasserinhaltsstoffs bewirken, existieren andere Mechanismen, die ein Zurückhalten (Retardation) bzw. eine Verminderung der Stoffkonzentration verursachen. Vor allem Kationen unterliegen in Abhängigkeit vom Grundwasserleiter in unterschiedlichem Umfang elementspezifischen Adsorptionsprozessen, die ihren eigentlichen Transport im Grundwasser überlagern.

Unter Adsorption versteht man die physikalische oder chemische Bindung von Wasserinhaltsstoffen an der Oberfläche eines festen Stoffes. Während die chemische Bindung an die Matrix meist irreversibel ist, ist eine physikalische Anlagerung in der Regel reversibel, d.h. je nach dem Verhältnis zwischen Adsorptions- und Transportgeschwindigkeit stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Adsorption und Desorption ein. Derartige Gleichgewichte können bei konstanter Temperatur durch sogenannte Adsorptions-Isothermen mit sowohl linearem (HENRY-Isotherme) als auch nichtlinearem Charakter (FREUNDLICH- und LANGMUIR-Isotherme) mathematisch formuliert werden. Im Gegensatz zur Gasphasenadsorption ist der Temperatureinfluß bei der Adsorption aus wässrigen Lösungen jedoch gering (SONTHEIMER ET AL. 1985).

Somit gilt für eine Isotherme allgemein:

$$c_a = f(c) \text{ und } T = \text{konstant}$$

Der Wert c_a beschreibt die Beladung des Adsorbens. Diese wird in der Regel als Masse des aus der Lösung adsorbierten Stoffes pro Masseneinheit des Adsorbens angegeben (mg/g).

Jede der drei Adsorptions-Isothermen beruht auf der Annahme, daß zwischen den Ad- und Desorptionsreaktionen ein Gleichgewicht herrscht, so daß eine eventuell vorhandene Reaktionskinetik vernachlässigt werden kann. In Abb. 2.8 wird der typische Verlauf der unterschiedlichen Isothermen dargestellt.

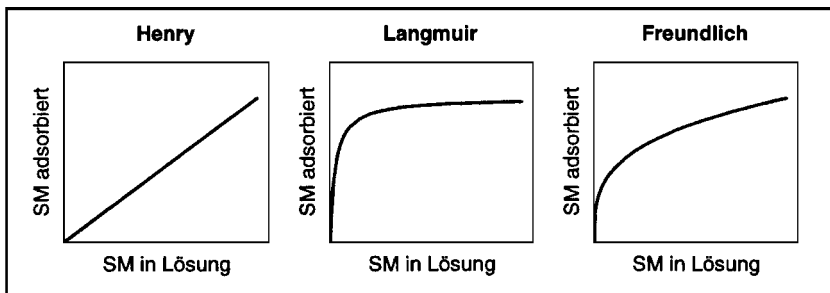


Abb. 2.8: Schematischer Verlauf verschiedener Adsorptionsisothermen (aus ROEHL 1997)

Bei der linearen **HENRY-Isotherme** wird von einem konzentrationsunabhängigen Verteilungskoeffizienten K_d ausgegangen:

$$c_a = K_d \cdot c \quad (2.11)$$

mit c_a = sorbierter Anteil an der Festphase [M / M]
 c = Konzentration in der Gleichgewichtslösung [M / L³]
 K_d = Verteilungskoeffizient [L³ / M]

Da das Adsorptionsvermögen eines Sediments nicht unerschöpflich ist, wird leicht ersichtlich, daß ein derartiges lineares Verhalten nur bei geringen Konzentrationen zutrifft. Aus Gleichung (2.11) ergibt sich für den Retardationsfaktor R_d :

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \cdot K_d \quad (2.12)$$

mit ρ_d = Trockendichte [M / L^3]
 n_e = effektive Porosität [1]

Für höhere Stoffkonzentrationen sind nichtlineare Adsorptionsisothermen gebräuchlicher. Die **FREUNDLICH-Isotherme** beschreibt einen exponentiellen Zusammenhang zwischen den adsorbierten Anteilen an der Festphase und der Gleichgewichtslösung:

$$c_a = F \cdot c^N \quad (2.13)$$

mit F = FREUNDLICH-Parameter [$M^{1-N} L^{3N} / M$]
 N = FREUNDLICH-Parameter [1]

Fälschlicherweise oder auch zur Vereinfachung wird F häufig auch in der Einheit von K_d [L^3 / M] angegeben. So auch in der Modellierungssoftware FEFLOW, die für diese Arbeit genutzt wird. Durch Differenzierung von (2.13) ergibt sich für den Retardationsfaktor:

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \cdot N \cdot F \cdot c^{N-1} \quad (2.14)$$

Wie für die HENRY-Isotherme gibt es auch für die FREUNDLICH-Isotherme keine Obergrenze für die adsorbierte Stoffmenge an die Festphase. Trotzdem eignet sie sich über weite Konzentrationsbereiche zur Beschreibung des Adsorptionsverhaltens von Schwermetallen (ROEHL 1997, FETTER 1999).

Der exponentielle Verlauf der Isotherme beruht auf der Überlegung, daß mit zunehmender Belegung der Adsorberoberfläche die Anzahl der Plätze mit hoher Adsorptionsenergie exponentiell gegenüber denen mit niedrigerer Energie abnimmt (SONTHEIMER ET AL. 1985).

Die **LANGMUIR-Isotherme** eignet sich vor allem für die Beschreibung von begrenzten Konzentrations- und Adsorptionsbereichen, bei denen ein Adsorptionsmaximum erreicht wird. Dieses Maximum ist ein Maß für die Zahl der Bindungsplätze und enthält die Temperatur und Aktivierungsenergien. Die Anfangssteigung der Kurve im linearen Bereich ist ein Maß für die Bindungsstärke (SONTHEIMER ET AL. 1985, MATTHESS 1994).

$$c_a = \frac{c_{a,\max} \cdot b \cdot c}{1 + b \cdot c} \quad (2.15)$$

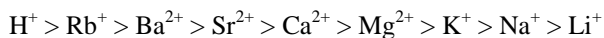
mit $c_{a,\max}$ = Adsorptionsmaximum [M / M]
 b = Affinitätskonstante [L^3 M]

Durch Differentiation von (2.15) erhält der Retardationsfaktor folgende Form:

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \cdot \frac{c_{a,\max} \cdot b}{(1 + b \cdot c)^2} \quad (2.16)$$

Die drei genannten Adsorptions-Isothermen eignen sich zur Beschreibung der komplexen Wechselwirkung zwischen Porenlösung und Feststoff, ohne daß die Einzelvorgänge völlig aufgeklärt sind. Eine Übereinstimmung mit einer Isotherme bedeutet nicht notwendigerweise, daß die Bedingungen dieser Isotherme auch wirklich erfüllt sind. Die Art der Festlegungsprozesse läßt sich nach SPOSITO (1984) nicht allein aus der Adsorptionsisotherme ablesen. Die Ergebnisse des einen Systems sind auch häufig nicht auf ein anderes übertragbar.

Die Adsorption von gelösten Inhaltsstoffen an die Festphase ist für verschiedenen Ionen sehr unterschiedlich. Bei sonst gleichen Bedingungen ist bei Tonmineralen die Bindungsfähigkeit umso größer, je höher die Valenz des Ions und je schwieriger es aus dem Tonmineral zu verdrängen ist. Innerhalb der Ionen gleicher Wertigkeit nimmt die Bindungskraft mit der Ordnungszahl zu und mit zunehmender Ionenstärke ab. Dies erklärt z.B. die geringe Bindungskraft des stark hydratisierten Lithiums. Die allgemeine Abfolge der Bindungskraft lautet wie folgend:



Diese Abfolge variiert allerdings bei verschiedenen Austauschern und wechselndem pH-Wert beträchtlich (MATTHESS 1994).

In der vorliegenden Arbeit wird in Kap. 4 auf die Ermittlung der Sorptionsprozesse im Grundwasserleiter und auf die Bestimmung der Adsorptionsisothermen eingegangen. Bei den in der vorliegenden Arbeit betrachteten gelösten Stoffen handelt es sich, neben geringen Konzentrationen an Schwerme-

tallen wie Blei und Arsen, vorwiegend um relativ hohe Konzentrationen an Natrium-, Aluminium-, Silizium- und Hydroxid-Ionen. Die ermittelten Adsorptionsparameter gehen in diverse numerische Modellrechnungen ein, mit Hilfe derer die maximale Ausbreitung der eingetragenen Stoffe modellhaft dargestellt wird. Ziel dieser Modellrechnungen ist, unter den gewählten hydraulischen Bedingungen jeweils das so genannte `worst-case`-Szenarium aufzuzeigen. Da aus modelltechnischen Gründen bei den Transportmodellierungen immer nur ein Grundwasserinhaltsstoff dargestellt werden kann, ist es aus den oben genannten Gründen ersichtlich, daß diese worst-case-Berechnungen mit dem am geringsten sorptiven Ion durchgeführt werden. Daher sei an dieser Stelle schon einmal vorweg angemerkt, daß die in dieser Arbeit durchgeführten Modellrechnungen und Parameterbestimmungen exemplarisch für das Natrium-Ion durchgeführt wurden, welches entsprechend der Abfolge der selektiven Sorption die geringste Bindungskraft unter den in Betracht kommenden Ionen besitzt.

2.2.3 Transportgleichung

Die quantitative Beschreibung des Schadstofftransports läßt sich in einer Transportgleichung zusammenfassen. Diese Transportgleichung kann für einen nicht-reaktiven (konservativen) Wasserinhaltsstoff, analog zur Strömungsgleichung, über die Massenbilanz in einem Kontrollvolumen hergeleitet werden (Abb. 2.9).

Die Massenbilanz verlangt für den jeweiligen gelösten Inhaltsstoff, daß über das Zeitintervall Δt im Kontrollvolumen die Änderung der Stoffmasse gleich dem Nettoeintrag durch Advektion, Dispersion und Diffusion ist, wenn keine externen Quellen, Senken oder Abbauprozesse vorhanden sind. Vernachlässigt man den vergleichsweise sehr geringen Anteil der Diffusion, dann ist die zeitliche Änderung der Konzentration für eine stationäre Strömung bei einheitlicher Porosität gegeben durch:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\vec{v}_a \cdot \vec{\nabla} c + \vec{\nabla} \cdot (\vec{D} \vec{\nabla} c) \quad (2.17)$$

mit \vec{v}_a = Vektor der Abstandsgeschwindigkeit

\vec{D} = Dispersionstensor

$\vec{\nabla}$ = Nabla-Operator in drei Dimensionen

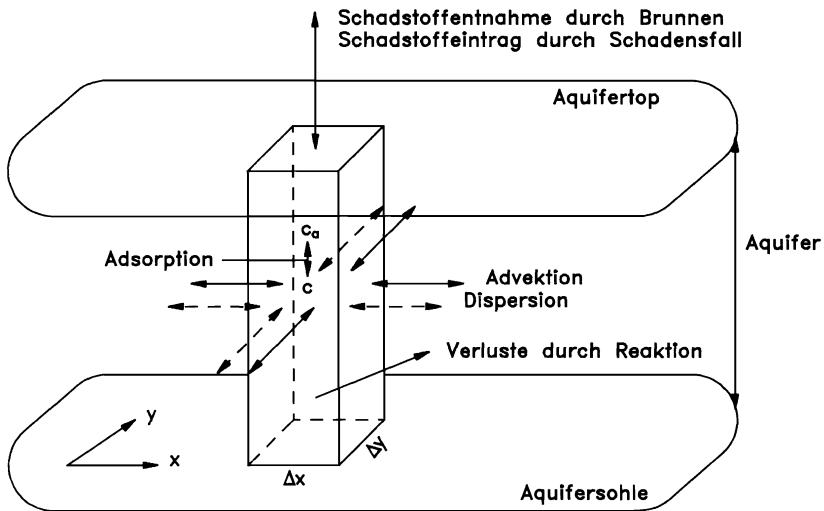


Abb. 2.9: Beiträge zur Massenbilanz am Kontrollvolumen (aus KINZELBACH & RAUSCH 1995)

Die Lösung der Transportgleichung erfordert analog der Strömungsgleichung zwei Gruppen von Daten. Diese sind die Anfangsbedingungen, wie die Konzentrationsverteilung zum Zeitpunkt t_0 , sowie die Randbedingungen analog der Strömungsgleichung.

Eine ausführliche Darstellung und Herleitung der Transportgleichung findet sich in KINZELBACH (1987), ISTOK (1989) und in BEAR & BACHMAT (1990).

2.2.4 Numerische Lösung der Transportgleichung

Analog zur Strömungsgleichung existieren zur Lösung der Transportgleichung sowohl analytische als auch numerische Verfahren. Die analytischen Ansätze beschränken sich aber auch hier auf sehr einfache Problemstellungen. Zur Vertiefung dieser Verfahren sei auf BEAR (1979) und KINZELBACH (1987) verwiesen.

Den flexibelsten Einsatz der Transportgleichung erlauben wiederum die numerischen Methoden. Die prinzipiellen Lösungsansätze der Methoden der Finiten Differenzen und Finiten Elemente sind bei der Beschreibung der Strömungsgleichung bereits eingehend erläutert worden (Kap. 2.1.5). Aus diesem Grund

wird im Folgenden nur noch auf die Besonderheiten, die bei der Berechnung der Stofftransports auftreten, hingewiesen.

Wie beim Strömungsmodell sind auch bei der Lösung der Transportgleichung Randbedingungen erforderlich. Die drei Arten und Bezeichnungen entsprechen denen der Strömungsgleichung, beziehen sich aber auf die gesuchte Größe c (Konzentration), während bei der Strömung h (Piezometerhöhe) die Zielgröße ist.

Da der Stofftransport in der Regel instationär modelliert wird, sind zusätzlich zu den Randbedingungen noch Anfangsbedingungen zu definieren. Eine Startkonzentration muß dann zur Zeit t_0 an allen Knoten vorgegeben werden.

Durch die räumliche und zeitliche Diskretisierung treten bei der Lösung der Transportgleichung aber auch Probleme auf, die bei der Strömungsmodellierung unbekannt sind. So hat die Geometrie des Netzes einen unerwünschten Einfluß auf die berechnete Stoffausbreitung, wenn die Elemente zu groß oder ihre Längserstreckung quer zur Strömungsrichtung liegt. Es kommt dann zu einer verstärkten transversalen Ausbreitung der Stofffahne. Dieser Effekt wird als numerische Dispersion bezeichnet. Daneben kann es auch zu verstärkten longitudinalen Aufweitungen kommen, wenn die Elemente zu groß in Relation zur Dispersionslänge α gewählt wurden.

Damit die numerische Dispersion die natürliche nicht übersteigt und die numerische Oszillation nicht zu groß wird, müssen folgende Stabilitätskriterien erfüllt werden (KOLDITZ 1997):

COURANT-Kriterium:

$$\left| \frac{v_a \cdot \Delta t}{\Delta l} \right| \leq 1 \quad (2.18)$$

NEUMANN-Kriterium:

$$\frac{D}{\Delta l^2} \cdot \Delta t \leq \frac{1}{2} \quad (2.19)$$

Gitter-PECLET-Zahl:

$$\left| \frac{v_a \cdot \Delta l}{D} \right| \leq 2 \quad (2.20)$$

mit v_a = Abstandsgeschwindigkeit [m/s]
 Δl = Elementlänge in Strömungsrichtung [m]
 Δt = Zeitschrittlänge [s]
 D = Dispersion [m²/s]

Zur Vermeidung von numerischen Dispersionen und Oszillationen sollten grundsätzlich möglichst kleine Elementgrößen und Zeitschritte gewählt werden.

2.3 Auswahl der Modellierungssoftware

Sämtliche in Kap. 5 vorgestellten numerischen Modellrechnungen wurden mit dem Finite-Elemente-Programm FEFLOW®, Version 4.6, der WASY GmbH durchgeführt. Diese Software ermöglicht die Erstellung von zweidimensionalen (2D) und dreidimensionalen (3D) Strömungs- und Stofftransportmodellen, mit denen sowohl das räumliche Abstromverhalten des Grundwassers als auch die räumliche Ausbreitung von Grundwasserinhaltsstoffen dargestellt werden kann. Die physikalischen Modellgrundlagen sind in DIERSCH (1996) ausführlich dargestellt.

Als Postprozessor diente das Programm ARCVIEW® (ESRI GmbH), Version 2.1a, zur Darstellung der Ergebnisse und zur Erstellung der Druckfiles. Die Georeferenzierung der Hintergrundkarten erfolgte mit den Programmen FEMAP® (WASY GmbH) und ARC/INFO® (ESRI GmbH).

3 EINFLUß VON TIEFREICHENDEN BAUMASS- NAHMEN AUF GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT UND -STRÖMUNG

Das Grundwasser ist in Deutschland die wichtigste Ressource für die Trinkwassergewinnung, aber auch eines der wichtigsten Schutzgüter unserer Ökosysteme. Mit seiner hohen Reaktivität und Mobilität stellt es einen besonders sensiblen Bereich unserer Umwelt dar, der sehr leicht durch äußere Einflüsse in seinen qualitativen und quantitativen Eigenschaften negativ beeinflusst werden kann. Solche möglichen Beeinträchtigungen ergeben sich in erster Linie aus den verschiedenen Tätigkeiten des Menschen, mit denen direkt oder indirekt in den Wasserhaushalt des Untergrundes und in den dort ablaufenden Stoffaustausch und die Stofftransportvorgänge eingegriffen wird (HÖTZL 1996, 1999).

Durch die zunehmenden Bautätigkeiten bei gleichzeitig steigenden Grundstückspreisen in den großen Städten kam es schon im vorigen Jahrhundert zu einer zunehmenden Ausdehnung der Gebäudekomplexe in den tieferen Untergrund. Dieser Trend wurde noch verstärkt, als mit Beginn dieses Jahrhunderts durch die Entwicklung von leistungsfähigen Pumpen erstmals eine großflächige und tiefgreifende Absenkung des natürlichen Grundwasserspiegels ermöglicht wurde. Das hatte zur Folge, daß z.B. in Berlin seit der Jahrhundertwende der Grundwasserspiegel dauerhaft unter die Ordinate des Spreewasserspiegels fiel und bei diversen Großprojekten, wie dem U-Bahnbau oder dem Neubau des Pergamonmuseums, maximale Absenkungen bis 15 m unter den ungestörten Grundwasserspiegel auftraten. Grundwasserentnahmen von 50.000 bis 80.000 m³/Tag waren dabei keine Seltenheit (KOCH 1996). Über die negativen Auswirkungen derartiger Grundwasserabsenkungen wird in der frühen Literatur nur wenig berichtet. Zwar waren die Gefahren bekannt, mögliche Ausgleichsmaßnahmen zur Vermeidung von Schäden allerdings noch zu wenig entwickelt. Aber selbst in den 70er Jahren kam es noch im Rahmen des U-Bahnbaus zu vereinzelt Absenkungen um 15 m (KOCH 1996).

Durch die Zunahme der Schäden an benachbarten Bauwerken und durch die erhöhte Sensibilität der Beteiligten wurde von der Berliner Wasserbehörde (SenSUT) seit Mitte der 70er Jahre die Wiederversickerung des entnommenen Grundwassers angeordnet. Die damit verbundenen Probleme der Verockerung, des Grundwasseraufstaus, aber auch eine zunehmende Bebauungsverdichtung führten dazu, daß Wiederversickerungen ohne resultierende Schädigungen

immer schwieriger durchzuführen waren. Gleichzeitig stieg aber der Bedarf an der Errichtung mehrerer Tiefgeschosse zunehmend an. Dieser Konflikt führte dazu, daß seit Mitte der 80 Jahre für den Stadtbereich Berlin die Errichtung von „wasserdichten“ Baugruben behördlich vorgeschrieben wurde (KOCH 1996).

Die Bauindustrie war dadurch gezwungen, ein Verfahren zur Erstellung einer Baugrube zu entwickeln und zu optimieren, welches die qualitativen Ansprüche an eine „wasserdichte“ Baugrube erfüllt. Seit dem behördlichen Erlaß kommt daher in Berlin in der Regel die sogenannte Trogbauweise zum Einsatz. Als Wandumschließung dient dabei eine Schlitz-, Bohrpfahl- oder Spundwand, die Abdichtung der Baugrubensohle erfolgt mit Hilfe von Unterwasserbeton-, Zement- oder Weichgelinjectionssohlen. Eine derartig ausgebaute Baugrube erhält dann die wasserbehördliche Genehmigung, wenn die maximale Restwasserförderung eine Rate von 1,5 l/s je 1000 m² Baugrubenfläche nicht übersteigt.

In diesem Kapitel soll ein Überblick über die zur Zeit gebräuchlichen Verfahren zur Sohlabdichtung von Baugruben gegeben werden. Vorab wird sowohl auf die hydraulischen als auch qualitativen Beeinflussungen des Grundwassers durch diese Baumaßnahmen hingewiesen.

3.1 Auswirkungen auf die Grundwasserströmung

Eine Beeinflussung der Grundwasserströmung erfolgt immer dann, wenn das natürliche Gefüge eines Grundwasserleiters durch natürliche oder anthropogene Faktoren verändert wird. Die anthropogenen Eingriffe haben dabei zur Folge, daß in Bereichen des Aquifers entweder die Durchlässigkeit erhöht oder verringert wird. Dieses impliziert für die hier behandelten Baumaßnahmen, daß die Bautätigkeit durch die ungesättigte Zone in den Grundwasserleiter vordringt, so daß von einer tiefreichenden Baumaßnahme gesprochen wird.

Zu einer Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit kommt es immer dann, wenn der bestehende Untergrund durch durchlässigere Materialien ausgetauscht oder komplett beseitigt wird. Letzteres geschieht z.B. bei der Gewinnung von Sand oder Kies, so daß es zur Entstehung von Baggerseen kommt. Im Bereich der Baumaßnahmen geschieht dieses z.B. durch sogenannte offene Baugruben ohne zusätzliche Abgrenzungs- oder Abdichtungsmaßnahmen. Die hydraulischen Auswirkungen sind modellhaft in Abb. 3.1 dargestellt.

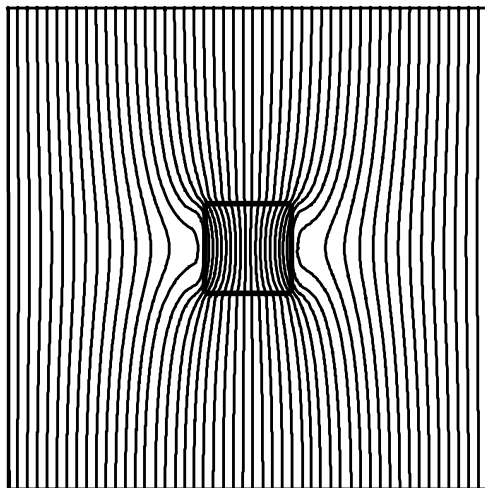


Abb. 3.1: Strömungsverhalten des Grundwassers, dargestellt durch Stromlinien, bei Annäherung an Bereiche höherer hydraulischer Durchlässigkeit

In Abb. 3.1 ist erkennbar, daß die Stromlinien verstärkt in den oberstromigen Bereich mit der höheren Durchlässigkeit hineingelenkt werden. Die Ursache hierfür ist der erhöhte Gradient, der sich in diesem Bereich oberstromig der sogenannten Kippungslinie durch eine verstärkte Absenkung ausgebildet hat. Das Resultat ist ein verstärkter Grundwasserzufluß in den oberstromigen Bereich z.B. einer offenen Baugrube. In dem unterstromigen Bereich herrscht dagegen eine relative Wasserspiegelaufhöhung, so daß dort ebenfalls durch den erhöhten Gradienten verstärkt Grundwasser aus der Baugrube abfließt. Dieser erhöhte Abfluß kompensiert den verstärkten Zufluß wieder. Deutlich wird dieses durch die gebündelten Stromlinien, die den abstromigen Bereich der Baugrube verlassen (Abb. 3.1).

In der Regel kommt es aber bei dem Ausbau einer Baugrube durch den Einsatz von vertikalen Spundwänden und horizontalen Sohlen zu einer starken Verringerung der Durchlässigkeit im Grundwasserleiter. Das Optimum aus bautechnischer Sicht ist erreicht, wenn die Abdichtungsmaßnahmen einen Grundwasserzutritt vollständig verhindern, so daß dann die Baugrube für den Grundwasserstrom ein undurchlässiges Hindernis darstellt. In diesem Fall kommt es zu einem Umströmen und Unterströmen der Baugrube (Abb. 3.2).

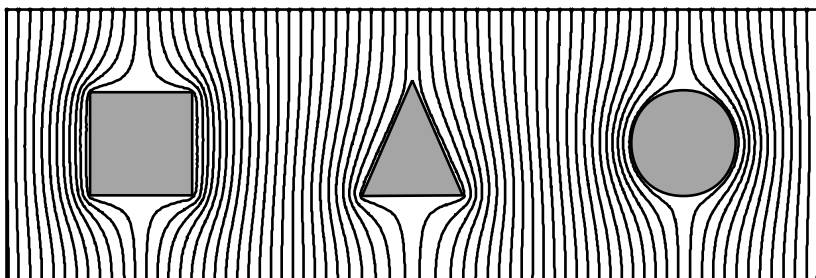


Abb. 3.2: Strömungsverhalten des Grundwassers, dargestellt durch Stromlinien, bei Annäherung an hydraulisch undurchlässige Bereiche verschiedener Form

Der Verlauf der Stromlinien in Abb. 3.2 verdeutlicht das Umströmen undurchlässiger Hindernisse im Grundwasser in Abhängigkeit von ihrer Form. Bei einer Dichtwand, die quer zur Strömungsrichtung ausgerichtet ist, kommt es oberstromig zu einer Aufhöhung des Grundwasserspiegels und unterstromig zu einer entsprechenden Absenkung. Daher werden die Stromlinien aus ihrem parallelen Verlauf ausgelenkt, wobei um das Hindernis eine Scharung der Stromlinien mit oberstromigen Staubebereich und unterstromigen Abflußschatten zu beobachten ist.

Bei Bauformen, die sich stromlinienförmiger in den Grundwasserstrom einpassen, fällt der Aufstau oberstromig des Hindernisses und damit die Ablenkung der Stromlinien entsprechend geringer aus. Die Beeinflussung der natürlichen Strömung ist daher bei Bauwerken, die mit ihrer Längsachse in Strömungsrichtung ausgerichtet und von stromlinienförmiger Gestalt sind, am geringsten.

Die Unterströmung einer undurchlässigen Baugrube erfolgt analog der Umströmung. Wird zusätzlich eine Restwasserhaltung bei einer nicht vollständig abdichtenden Baugrubensohle betrieben, kommt es zu einem Heranziehen von unterströmendem Grundwasser in die Baugrube hinein. Dieser Effekt steigt mit zunehmender Restwasserhaltungsrate, so daß der Einfluß der Wasserhaltung auch noch in größeren Tiefen unterhalb der Baugrubensohle hydraulisch wirksam sein kann. In Kap. 5.6.2 wird noch ausführlich auf diesen Sachverhalt eingegangen.

Für vereinzelt durchgeführte Baumaßnahmen sind die genannten Beeinflussungen der Grundwasserströmung eher als untergeordnet zu betrachten. Bei einer Vielzahl benachbarter oder großflächigen Baumaßnahmen müssen die

möglichen Beeinträchtigungen hingegen in ihrer Kumulation bewertet werden. Von besonderem Interesse sind dabei auch die Randbedingungen in der Umgebung der Baumaßnahme. So begrenzen z.B. bereits vorhandene tiefreichende Gebäude oder Fundamente den natürlichen Strom des Grundwassers. Findet in vorhanden Strömungsschatten nun zusätzlich noch eine Wasserentnahme statt, so vervielfacht sich in diesem Bereich die Absenkung, was negative Konsequenzen auf die angrenzenden Bauwerke haben kann.

Zur Ermittlung und Beurteilung der möglichen Beeinträchtigungen der Grundwasserströmung durch Baumaßnahmen steht heute schon im Vorfeld die Strömungsmodellierung als geeignetes Simulationswerkzeug zur Verfügung und sollte dafür auch eingesetzt werden.

3.2 Qualitative Auswirkungen

Besondere Bedeutung bei der qualitativen Beeinflussung des Grundwassers kommt den hier behandelten tiefreichenden Baumaßnahmen zu. Während bei den flachgründigen Bautätigkeiten in der Regel die ungesättigte Zone mit ihrer Pufferwirkung einen direkten Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser verhindert, so besteht doch bei den tiefreichenden Maßnahmen ein unmittelbarer Kontakt zwischen dem eingebrachten Baustoff und dem Grundwasser. Dieses führt unmittelbar zu Wechselwirkungen zwischen Baustoff und Grundwasser, wobei es zu Korrosions- und Lösungserscheinungen als auch zu Auswaschungen der mobilen Komponenten kommen kann. Das auf diese Weise veränderte Lösungsgleichgewicht kann wiederum Folgereaktionen im Grundwasserleiter verursachen, die wiederum zur Mobilisierung oder Fällung bestimmter Stoffe führen.

Bei der Erstellung von horizontalen Dichtungssohlen wird bautechnisch bedingt, wie in den folgenden Kapiteln dargestellt, das verwendete Dichtungsmaterial in der Regel in flüssiger oder suspensionsartiger Form in den wasser-gesättigten Grundwasserleiter eingebracht. Dieses kann ein besonderes Gefahrenpotential darstellen, da sich die eingebrachten Stoffe unmittelbar mit dem Grundwasser vermischen können. Besonders bei den hier angesprochenen Injektionsverfahren kommt es in den peripheren Bereichen des Injektionskörpers zu Verdünnungen oder Auswaschungen, so daß diese Bereiche nicht mehr aushärten und die Baustoffe mit dem Grundwasserstrom verfrachtet werden. Je nach den Abbau- und Rückhalteeigenschaften dieser Stoffe einerseits, als auch den Abstrom-, Austausch- und Sorptionsbedingungen im Grundwasserleiter

andererseits kann eine selbst zeitlich sehr begrenzte Eintragsphase Auslöser zu einer Kontamination des Grundwassers sein (HÖTZL 1996).

Nach Abschluß der Bautätigkeiten verbleibt in der Regel ein Großteil der eingebrachten Baustoffe in fester Form im Boden. Diese stellen dort für lange Zeit ein hydraulisches Hindernis dar, welches vom Grundwasser permanent an- oder umströmt wird (DONEL 1981). Zwischen dem Grundwasser und der festen Bausubstanz bildet sich, je nach Zusammensetzung und Strömungsbedingungen, eine unterschiedlich reaktive Grenzfläche aus, an der es zu Lösung, Austausch oder Anlagerung von Ionen kommen kann. Analog zu den Kontaktflächen an natürlichen Gesteinen werden sich über die verschiedenen chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Prozesse nach entsprechender Reaktionszeit in einem stationären System Gleichgewichtsbedingungen einstellen, die den Stoffaustausch zum Stillstand bringen (APPELO & POSTMA 1994, FETTER 1999).

Durch das ständige Heranströmen von neuem Wasser mit der Grundwasserströmung können sich an einem eingebrachten Baukörper für gewöhnlich diese Gleichgewichtsbedingungen nicht einstellen. Der reaktive Zustand an der Grenzfläche wird kontinuierlich aufrechterhalten, unerheblich davon, ob sich im Zuge des langsamen Vorbeiströmens des Wassers die vollen Gleichgewichtsbedingungen einstellen oder die Kontaktzeit hierfür zu kurz ist (HÖTZL 1996).

Handelt es sich zusätzlich um poröse Baustoffe, so kann hier das Wasser in die Porenräume eindringen und dort aufgrund der langen Verweilzeit besonders intensiv reagieren. Der diffusive Austrag dieser hochkonzentrierten Lösungen kann dann über lange Zeit zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers führen.

Das Ausmaß, in dem die Qualität des Grundwassers beeinträchtigt werden kann, hängt folglich zum einen von der Stoffmenge, der stofflichen Zusammensetzung des Baumaterials und dessen Eigenschaften, zum anderen von der Reaktivität des Grundwassers, also seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften, ab. Das Spektrum der im Tiefbau eingesetzten Stoffe ist sehr vielfältig. Es reicht von Metallen über mineralische bis hin zu organischen Materialien. Hinzu kommt heutzutage eine Fülle von synthetischen, chemischen Baustoffen sowie eine Reihe von Zusatzstoffen, die den genannten Materialien zugesetzt werden.

Eine Bewertung der einzelnen Baustoffe im Hinblick auf eine negative Veränderung der Grundwasserqualität ist jeweils vom Einzelfall abhängig und stoffspezifisch zu überprüfen (LÜHR ET AL. 1994, SCHÖSSNER 1994). In jedem Fall stellt ein Eintrag von toxischen Stoffen ins Grundwasser eine Gefährdung nach WHG dar. Die Akzeptanzgrenzen können anhand von Grenzwerten, je nach Nutzungsanspruch, den jeweiligen Verordnungen, z.B. Trinkwasserverordnung (TVO 1990), entnommen werden. In den DVWK-Materialien Nr. 3 (1999) werden die aus den Baumaßnahmen resultierenden Gefahrenmomente und die komplexen naturwissenschaftlichen Zusammenhänge aufgezeigt. Ein Bewertungsschema der zur Zeit eingesetzten Baustoffe liefert das Merkblatt des Instituts für Wassergefährdende Stoffe (IWS) (1997). Weitere Detailregelungen und Prüfverfahren sind durch das im Entwurf befindliche Merkblatt des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBT) *„Bewertung der Boden- und Grundwassergefährdung durch Bauprodukte“* (DIBT 2000) zu erwarten.

Am Beispiel der Weichgelinjectionssohlen soll in der vorliegenden Arbeit ein Beitrag zur Aufklärung der potentiellen Gefahren durch diesen Baustoff für das Grundwasser geliefert werden.

3.3 Sohlabdichtungssysteme von tiefreichenden Trogbaugruben

Durch die bereits erwähnten Probleme großräumiger Grundwasserabsenkungen und die in Berlin erlassenen behördlichen Auflagen kommt heute in den meisten deutschen Städten in der Regel nur noch die sogenannte Trogbauweise oder „Wand-Sohle-Bauweise“ zur Anwendung (KARSTEDT 1996). Hierbei wird mit Hilfe einer vertikalen, wasserdichten Baugrubenumschließung (Abb. 3.3) und einer natürlichen oder künstlichen Dichtsohle ein auftriebsicherer Trog hergestellt. Die Auftriebsicherheit wird hierbei durch technische Maßnahmen, wie Sohlverankerungen, oder durch entsprechend tiefe Anordnung der Dichtsohle erreicht. Je nach Lage der Sohle spricht man von hochliegenden oder tiefliegenden Dichtungssohlen.

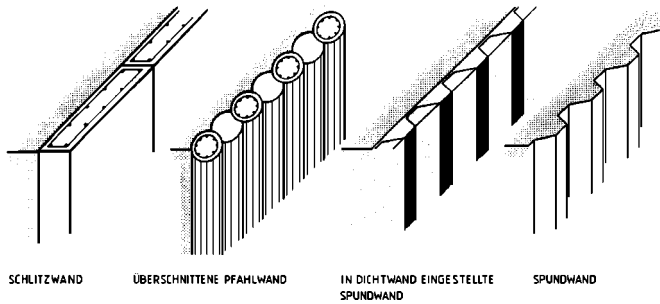


Abb. 3.3: Wandsysteme für Trogbaugruben (aus STOCKER 1996)

Hochliegende Dichtungssohlen befinden sich unmittelbar unterhalb der Baugrubensohle, der Aushubebene (Abb. 3.4). Hierzu zählen die natürlichen Dichtungssohlen oder die künstlichen Unterwasserbeton- und Injektionssohlen. Bei den letzteren wird in der Regel die Auftriebssicherheit durch Sohlanker gewährleistet. Diese sind Verpreßanker oder Zugpfähle, welche die auftretenden Auftriebskräfte ohne zusätzliche Maßnahmen in die Sohlplatte überleiten.

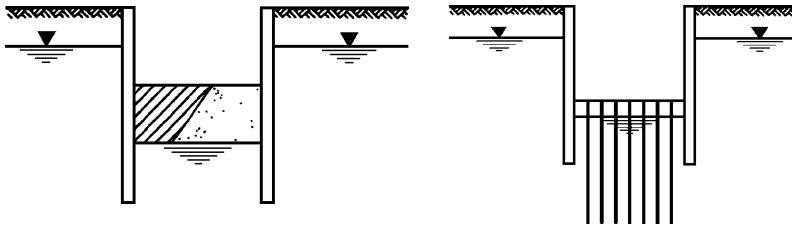


Abb. 3.4: Hochliegende Dichtungssohle ohne und mit Sohlverankerung

Tiefliegende Dichtungssohlen sind dadurch gekennzeichnet, daß die Auftriebssicherung der natürlichen oder künstlich hergestellten Dichtungssohle vom Eigengewicht des Wassers und Bodens oberhalb der Dichtungssohle übernommen wird. Hierbei ist eine Verankerung der Dichtungssohle nicht erforderlich, so daß diese keine besonderen Festigkeitseigenschaften besitzen muß (Abb. 3.5). Lediglich die Erosionsstabilität muß gewährleistet sein. Dieses kann bei Gradienten $i < 10$ als gesichert angesehen werden (KARSTEDT 1996).

3 Einfluß von tiefreichenden Baumaßnahmen auf Grundwasserbeschaffenheit und -strömung

Zur Ausführung kommen in der Praxis hier im wesentlichen Poreninjektionsverfahren (DIN 4093). In Abhängigkeit von der Kornverteilung des Bodens wird Zement (Grobsand/Kies), Feinstzement (Mittelsand/Grobsand) oder Weichgel (Fein- bis Grobsand) injiziert (BORCHERT & KARSTEDT 1996).

Die wesentlichste Anforderung an eine Dichtungssohle ist eine ausreichende Dichtigkeit. Als ausreichend wird eine Durchlässigkeit von $k_f < 10^{-8}$ m/s erachtet. Dieses wird in der Regel sowohl von den natürlichen als auch von den künstlich erzeugten Dichtungssohlen erfüllt (KARSTEDT 1996).

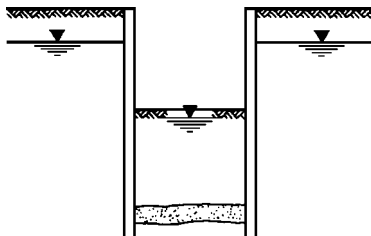


Abb. 3.5: Tiefliegende Dichtungssohle

Die Dichtigkeit einer Baugrube wird anhand der Restwassermenge bestimmt, die nach Absenken des Grundwasserspiegels unterhalb des Niveaus der Aushubebene noch in die Baugrube gelangt. Von den Berliner Behörden wird eine maximale Restwassermenge von 1,5 l/s pro 1000 m² Grundfläche gefordert.

Ursachen für das Eindringen von Grundwasser in die Baugrube können neben der technisch bedingten Durchlässigkeit der Sohlen sowohl Fehlstellen in den vertikalen Dichtwänden, als auch Undichtigkeiten in der Dichtungssohle sein. Nach den Erfahrungen aus den Bautätigkeiten in Berlin stammt das noch eintretende Restwasser in der Mehrzahl aus Undichtigkeiten in der Sohle, wobei hier besonders die Anbindung der Dichtungssohle an die vertikalen Dichtwände eine häufiger zu beobachtende Schwachstelle darstellt. In sehr ungünstigen Fällen kommt es zu großflächigen Aufbrüchen der Dichtungssohle durch den Wasserdruck, welches ein havarieartiges Fluten der Baugrube zur Folge hat. Ausführlich werden diese Beobachtungen in GOLLUP & KLOBE (1995), BORCHERT (1999) und STOCKER (1999) beschrieben.

3.3.1 Natürliche Dichtung (bindiger Boden)

Eine natürliche hochliegende Dichtsohle ist dann gegeben, wenn eine ausreichend mächtige, relativ wasserundurchlässige Bodenschicht unter der Baugrubensohle ansteht (Abb. 3.6). In Berlin kommt hierfür in nutzbarer Tiefenlage nur der Geschiebemergel in Betracht. Weist der Geschiebemergel eine in Hinblick auf die Auftriebssicherheit ausreichende Mächtigkeit unterhalb der Baugrubensohle auf, so spielt für die Restwasserhaltung weiterhin die Durchlässigkeit eine entscheidende Rolle. Diese kann durch die heterogene Zusammensetzung des Geschiebemergels lokal sehr unterschiedlich ausfallen. Entscheidend dabei ist insbesondere der Feinkornanteil und die Porosität. Nach KARSTEDT (1996) weist der Berliner Geschiebemergel einen Feinkornanteil zwischen 20 - 40 % auf, welches mit Durchlässigkeiten zwischen $k_f = 10^{-7} - 10^{-9}$ m/s korreliert. Die Gesamtporosität schwankt dabei zwischen 20 - 30 %.

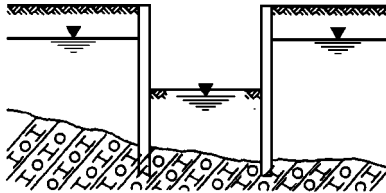


Abb. 3.6: Natürliche Dichtungssohle

Aufgrund des Durchlässigkeitsbeiwertes wäre dieser Boden für eine Dichtungssohle geeignet. Die genannte starke lokale Heterogenität des Geschiebemergels bedingt allerdings die Klärung einer ganzen Reihe weiterer Fragen, um die Tauglichkeit zu bestätigen. So spielt das Vorhandensein von Geschieben, Sandlinsen, Fehlstellen oder Erosionsrinnen eine wichtige Rolle. Diese Fragen können für die jeweilige Lokalität nur durch ein entsprechendes geologisches Baugrundgutachten geklärt werden. Hier ist eine ausreichende Aufschlußdicke zu fordern.

Aus ökologischer und ökonomischer Sicht ist diese Abdichtungsform allen weiteren künstlichen Dichtungssohlen vorzuziehen, sofern der bindige Boden die notwendigen Eigenschaften erfüllt. Durch die Nutzung der natürlich vorkommenden Bodenschicht ist ein Einbringen von künstlichen Dichtungsmaterialien nicht notwendig, so daß die qualitative Beeinflussung des Grundwassers im Vergleich zu den anderen Abdichtungsformen minimal ist. Außerdem sind die Kosten dieses Verfahrens im Vergleich sehr gering.

3.3.2 Unterwasserbetonsohle

Bei der Unterwasserbetonsohle erfolgt nach Erstellung der Dichtwände der gesamte Bodenaushub unter Wasser. Hierbei kommen in der Regel Schwimmbagger zum Einsatz. Die Aushubtiefe erhöht sich dabei um die Mächtigkeit der späteren Betonsohle. Von einem Schwimmponton werden dann die Verankerungselemente gegen den Auftrieb hergestellt und anschließend die Sohle unter Wasser betoniert. Nach dem Aushärten wird aus der Baugrube das Wasser gelentzt, wobei über die entnommene Wassermenge direkt geprüft werden kann, welcher Restwasserzulauf noch stattfindet. Dieses Restwasser wird dann über Drainagen und Brunnen abgeführt. Eine Beschreibung des Bauablaufs ist in Abb. 3.7 dargestellt.

Bei allen Arten der in Berlin auftretenden Lockergesteine ist die Unterwasserbetonsohle ausführbar. Völlig unproblematisch ist dies in nicht bindigen Böden. Stehen bindige Böden an, so sind bei der Bauausführung Zusatzmaßnahmen erforderlich. Durch den Unterwasseraushub erfolgt ein Aufweichen der Baugrubensohle, außerdem setzen sich Feinstanteile, die infolge des Aushubs im Wasser schweben, auf der Sohle ab. Durch eine Grobkies- oder Schotterlage auf der Sohle bzw. durch Absaugen kann dieses Problem behoben werden (BORCHERT 1996).

Der Nachteil der Unterwasserbetonsohle ist das aufwendige und kostenintensive Einbringen der Betonsohle. Die Sohle wird um die Verankerungen mit Hilfe von Tauchern betoniert. Durch die sehr eingeschränkte Sicht kommt es dabei häufig zu Fehlstellen an der Verbindung zu den Ankern oder an dem Anschluß zur Dichtwand. Diese Fehlstellen werden anschließend erst beim Lenzen bemerkt. Weiterhin besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit der Rissbildung in der Dichtungssohle durch Sohlhebung oder Dehnung der Anker (GOLLUB & KLOBE 1995, BORCHERT 1996). Havarien sind dadurch ebenfalls beobachtet worden (BORCHERT 1999). Nach STOCKER (1996) handelt es sich bei der Herstellung der Sohle um das vergleichsweise teuerste Dichtungsverfahren. Erfahrungen mit unterschiedlichen Betonrezepturen hinsichtlich der Temperatur- und Festigkeitsentwicklung werden in LAUBE (1999) beschrieben.

Durch das Einbringen des Unterwasserbetons und bei dessen Aushärtung wird es kurzzeitig zu Verschiebungen des pH-Wertes im Grundwasser kommen (STOCKER 1996). Zusätzlich werden weitere Stoffe, wie z.B. Steinkohlenflugasche zugegeben, die bestimmte Eigenschaften des Betons verbessern sollen. Über die Umweltverträglichkeit dieser Materialien ist bisher nichts bekannt

3.3 Sohlabdichtungssysteme von tiefreichenden Trograugruben

(BÖHME 1996). Weiterhin kommt es beim Abbinden des Betons in den ersten 7 Tagen zu einer Erwärmung des umgebenen Grundwassers um bis zu 15°C durch die Hydratationswärme (FALKNER 1996).

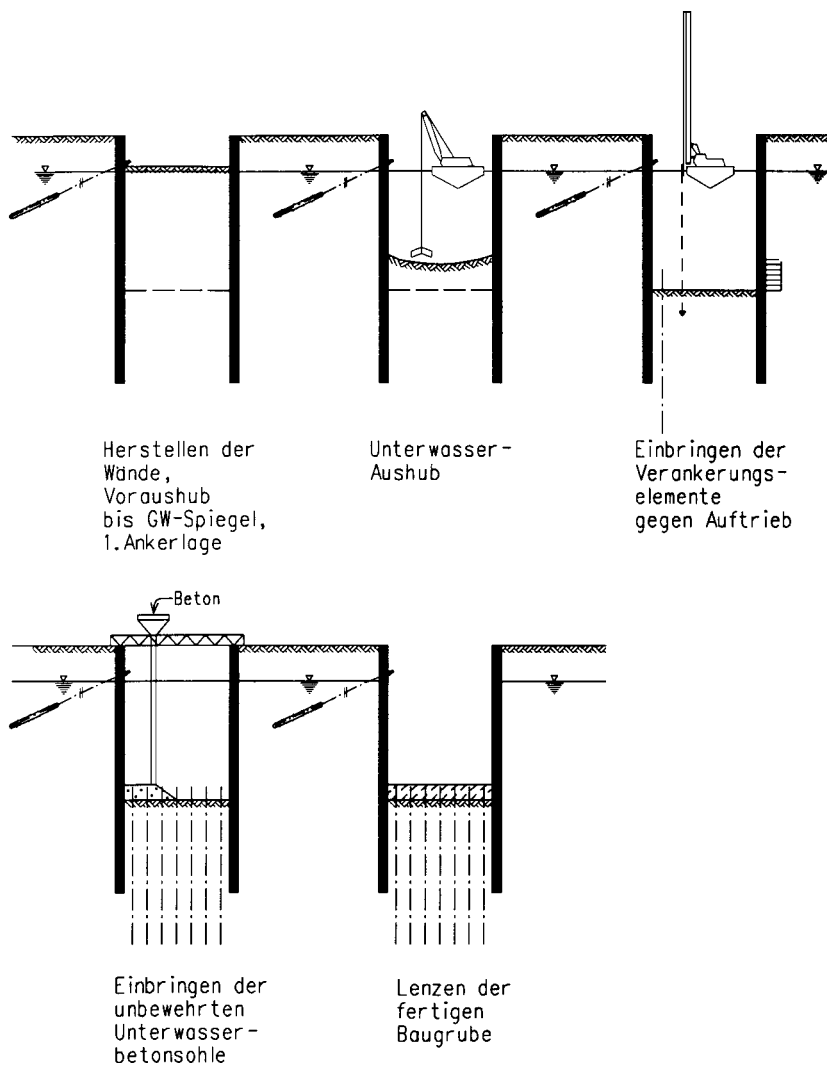


Abb. 3.7: Schematischer Bauablauf einer Unterwasserbetonsohle (aus STOCKER 1996, verändert)

3.3.3 Düsenstrahlsohle (sog. HDI-Sohle)

Beim Düsenstrahlverfahren wird mit Hilfe eines Düsengestänges eine Zementsuspension mit sehr hohem Druck (bis zu 600 bar) in den Boden eingepreßt (HDI) (STOCKER 1999). Dabei kommt es zu einer Vermischung von Boden und Suspension, wobei die Bodenstruktur zerstört wird. Durch die Rotation des Düsengestänges und das Einpressen der Suspension entsteht ein zylindrischer Zementkörper mit Bodenanteilen (Abb. 3.8).

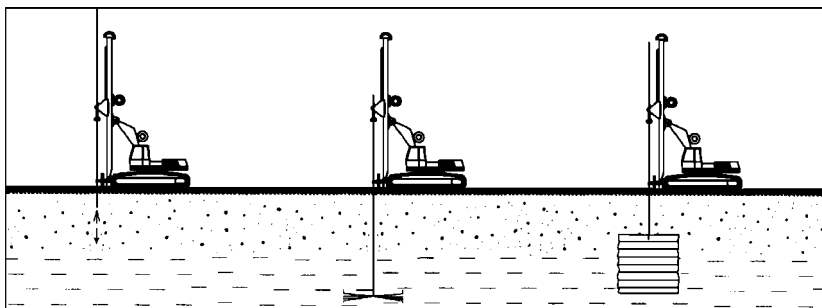


Abb. 3.8: Herstellung einer Düsenstrahlsäule (aus BORCHERT 1996)

Die Zementsäulen besitzen einen Durchmesser von 1,0 bis 2,0 m. Durch die Überlagerung benachbarter Säulen entsteht die Düsenstrahlsohle, die üblicherweise von einem Aushubniveau knapp oberhalb des Grundwassers erstellt wird.

Das Düsenstrahlverfahren besitzt die bautechnische Zulassung für bindige und nicht bindige Böden. Ausgeschlossen werden organische Böden. Untersuchungen an bindigen Böden haben gezeigt, daß auch hier ausreichende Festigkeiten erzielt werden können (BORCHERT 1996).

Ohne genaue Kontrolle der Ausbreitung bzw. Überschneidung der Zementsäulen beinhaltet dieses Verfahren allerdings eine hohe Anfälligkeit zu Undichtigkeiten. Besonders bei einlagig gedünsten Sohlen können Wasserwegsamkeiten auftreten. Nach BORCHERT & KARSTEDT (1996) besteht außerdem beim Einsatz in größeren Tiefen ein hohes Havarierisiko. Leckage- und Havarieereignisse in Berlin werden detailliert in BORCHERT (1999) und STOCKER (1999) beschrieben. Es zeigt sich, daß insbesondere Inhomogenitäten des Bodens, wie Holzkohleteilchen und Mergelinschlüsse, zu unverfestigten

Bodenbereichen innerhalb der Sohle führen und damit hohe Wasserwegigkeiten verursachen.

Aufgrund der hohen Kosten kam dieses Abdichtungsverfahren bisher nur in Sonderfällen oder bei kleineren Baugruben zum Einsatz (BORCHERT 1996). Technische Weiterentwicklungen der Injektionstechnik, insbesondere in der Bohrpunkteinmessung und der Durchmesser-Einmessung der Zementsäulen, ermöglichen zukünftig auch den Einsatz bei anspruchsvolleren Baumaßnahmen (SÄNGER 1999).

3.3.4 Injektionssohle

Bei der Erstellung einer Injektionssohle werden Suspensionen aus Zement, Feinstzement oder Weichgel über vorher eingebrachte Injektionslanzen in den Boden injiziert. Im Gegensatz zum Düsenstrahlverfahren wird beim Einpressen dieser Suspensionen das Korngefüge kaum verändert. Die injizierte Suspension dringt in die Porenräume der Bodens ein und verdrängt dabei das Grundwasser. Nach einer definierbaren Reaktionszeit härtet die Suspension aus und dichtet so den Boden ab.

Zur Erstellung einer großflächigen Dichtungssohle wird eine große Zahl an Injektionslanzen benötigt. Diese werden in der Regel in einem Dreiecksraster mit Abständen bis zu 2,0 m in den Boden eingespült (TAUSCH 1994). Pro Injektionspunkt erfolgt dann eine Injektion von ca. 800 l Zementsuspension oder Wasserglas. Nach Aushärten der Sohle erfolgt dann das eigentliche Ausheben der Baugrube. Der Bauablauf dieser Sohlentechnik ist in Abb. 3.9 dargestellt.

Das Injizieren von Suspensionen zur Abdichtung des Bodens ist bereits seit vielen Jahren ein gängiges Verfahren. So erfolgte das erste Einpressen von normalem Zement bereits vor mehr als 100 Jahren, Weichgelsohlen sind seit ca. 1950, Feinstzementsohlen seit ca. 1990 im Einsatz (BORCHERT 1996). Aufgrund der langjährigen Erfahrungen ist dieses Verfahren mittlerweile sehr weit entwickelt. Ein Sicherheitsrisiko ist kaum vorhanden. Fehlstellen in Wand und Sohle können bereits beim Absenken des Grundwassers erkannt werden. Die Sohle selbst ist beispielsweise in Berlin durch die dortige große Sandüberlagerung selbst bei Fehlstellen stabil gegen Erosion und hydraulischen Grundbruch (STOCKER 1996, BRAUNS ET AL. 1997).

3 Einfluß von tieferreichenden Baumaßnahmen auf Grundwasserbeschaffenheit und -strömung

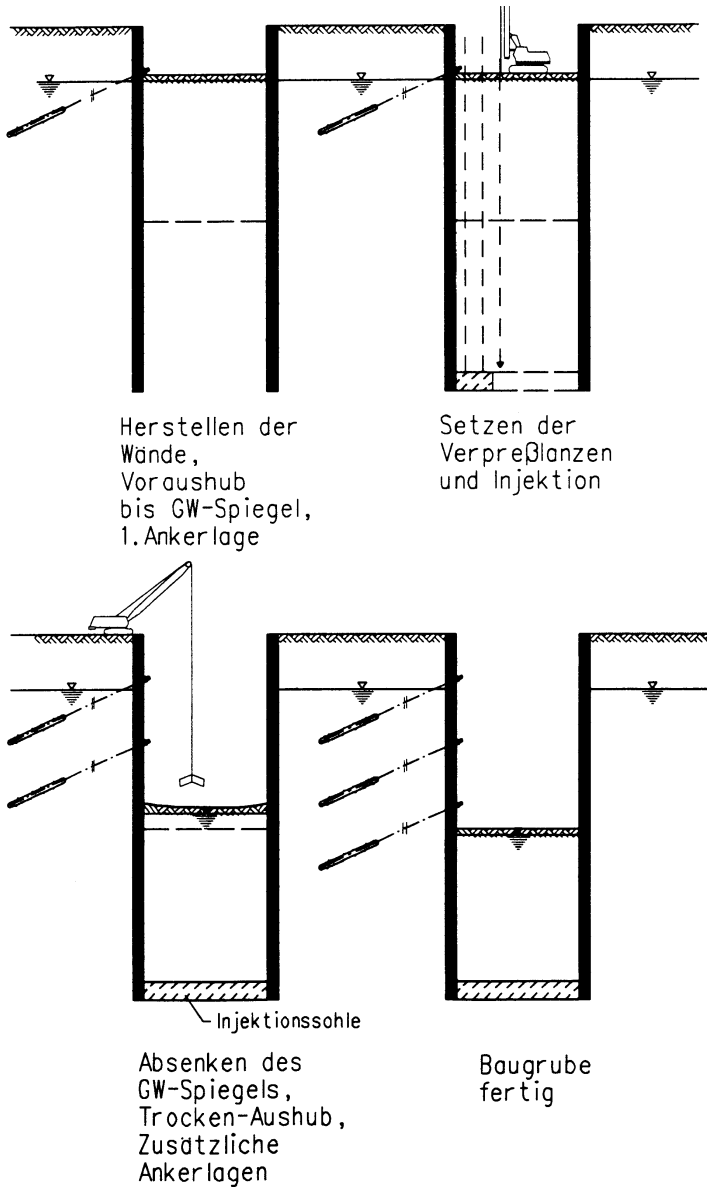


Abb. 3.9: Schematischer Bauablauf einer Injektionssohle (aus STOCKER 1996, verändert)

Bei der Erstellung einer Injektionssohle mit Feinstzement als auch mit Weichgel werden nichttoxische Stoffe verwendet. Das Grundwasser wird jedoch durch beide Stoffe kurzzeitig während der Injektion durch eine pH-Wert-Verschiebung belastet. Damit ändert sich auch kurzfristig das Lösungsvermögen des Grundwassers (STOCKER 1996).

Die räumliche und zeitliche Quantifizierung dieser Problematik ist Thema dieser Arbeit und wird am Beispiel des Weichgels in den folgenden Kapiteln genauer dargestellt.

3.3.4.1 Zement- / Feinstzementsohle

Wie bereits eingangs erläutert, beruht die Dichtwirkung der Injektionssohlen auf dem Verdrängen des Porenwassers durch das Injektionsmittel, welches anschließend aushärtet. Daher ist die Mahlfeinheit bzw. die Partikelgröße des eingesetzten Zementes von entscheidender Bedeutung, denn sie bestimmt, bis zu welcher Korngrößenverteilung bzw. Porendurchmesser des Bodens der jeweilige Zement eingesetzt werden kann. Um auch in feinkörnigeren Sanden Zemente injizieren zu können, wurde in den letzten Jahren der sogenannte Feinstzement entwickelt. Trotzdem sind durchaus nicht alle Böden für die Injektion von Zementen geeignet. Aus Abb. 3.10 ist das Korngrößenspektrum der einzelnen Zemente zu entnehmen. Die Abb. 3.11 verdeutlicht den Einsatzbereich der verschiedenen Injektionsmittel in Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung des Bodens. Daraus wird ersichtlich, dass der Einsatzbereich von Zementen selbst durch die Entwicklung der Feinstzemente weiterhin sehr eingeschränkt ist.

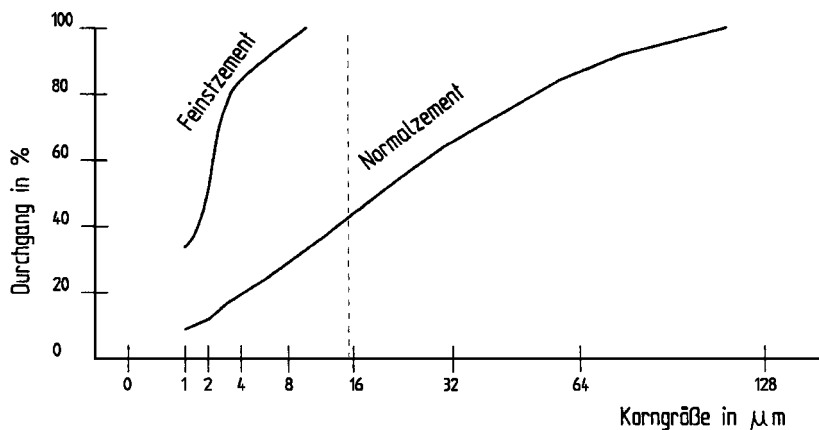


Abb. 3.10: Kornverteilungen unterschiedlicher Zemente (KÜHLING 1990)

Auf Grund dieser Beschränkungen sind eingehende Bodenuntersuchungen, wie auch für andere Sohlenarten, erforderlich. Jedoch muß bei Zementinjektionen die Kornverteilung mit dem Porenanteil und die Schichtenfolge der anstehenden Böden sehr genau untersucht werden. Forderungen zum Untersuchungsprogramm und Ausführung können für Zementinjektionen der DIN 4093 entnommen werden. Für Feinstzemente ist außerdem ein Merkblatt nach SCHUBERT ET AL. (1993) zu beachten.

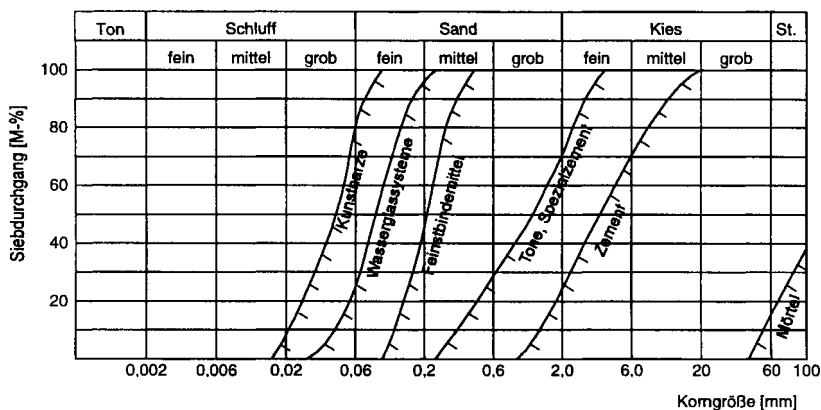


Abb. 3.11: Untere Anwendungsgrenzen der verschiedenen Injektionsmittel (aus TAUSCH 1994)

Die in Berlin anstehenden Sandböden (s. Kap. 5.2) ermöglichen Normal- und Feinstzementinjektionen nur in sehr begrenzten Bereichen mit Grobsand und Kies bzw. Mittel- und Grobsand. Bei Feinstzementen ist die homogene Ausbreitung in Sandböden noch nicht einwandfrei gesichert, so daß in bezug auf die Dichtigkeit ein nicht geringes Risiko verbleibt (BORCHERT 1996).

Feinstzementsohlen sind bisher nur bei wenigen Baugruben ausgeführt worden. Nach Borchert (1999) konnte bei keiner nach Erstinjektion eine ausreichende Dichtigkeit erzielt werden. Für derartige Injektionen ist die Ausbreitung und damit homogene Abdichtung in den Berliner Sanden noch nicht gesichert. Sowohl unterschiedliche Lagerungsdichten als auch Kornverteilungen und damit verschiedene Porendurchgänge lassen bei natürlich gelagerten Sandböden sehr unterschiedliche Verpreßkörper entstehen. Besonders größeren Schichten weicht die Feinstzementsuspension aus (SÄNGER 1999).

Horizontale Injektionssohlen mit Feinstzementen sind schon seit ca. 10 Jahren im Einsatz. Aufgrund der deutlich höheren Herstellungskosten und des erhöhten Dichtrisikos gegenüber Weichgelsohlen kam das Verfahren aber in der Regel nur dort zur Anwendung, wo außer der Dichtwirkung auch die statische Wirkung als aussteifendes Element unter der Aushubsohle erforderlich war (SÄNGER 1999).

Zur Injektionstechnik mit Feinstzementen sind zur Zeit umfangreiche Untersuchungen im Gange, so daß hier die Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist.

Die maximale qualitative Beeinflussung des Grundwassers durch den Feinstzement erfolgt, wie auch bei allen anderen Dichtsohlen, während des Einbaus. Durch noch nicht abgebundenes Material werden deutliche Mengen an SO_4^{2-} -, Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen in das Grundwasser abgegeben. Zusätzlich kommt es, wie eingangs erwähnt, zu einer deutlichen Erhöhung des pH-Wertes und der Temperatur. Bekannt ist ebenfalls die Freisetzung von Chromaten. Problematisch erscheinen auch die Zuschlagmittel beim Feinstzement, diese bedürfen einer aufmerksamen Beobachtung. Ebenfalls entscheidend für die Emission ist die Herkunft der natürlichen Rohstoffe für die Zementherstellung sowie auch das Herstellungsverfahren (BÖHME 1996)

3.3.4.2 Weichgelsohle

Chemische Injektionen auf Wasserglasbasis in Lockergesteinen werden heutzutage in großem Umfang entweder zur Bodenverfestigung oder zur Abdichtung durchgeführt. Zur Bodenverfestigung kommen dabei Hartgele zum Einsatz, die mit organischen Reaktiven versetzt werden. Da durch den Einsatz dieser organischen Härter merkliche und andauernde Grundwasserverunreinigungen auftraten (DONEL 1981, MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. 1984, 1985), werden für Abdichtungszwecke heute nur noch anorganische Härter eingesetzt.

Dieses Kapitel sowie auch die vorliegende Arbeit beschäftigen sich ausschließlich mit der Verwendung von Weichgelen, die zur Bodenabdichtung genutzt werden.

Die moderne Injektionstechnik der Weichgele stellt heute ein Gebiet des Spezialtiefbaues dar, ohne das ein Großteil der bedeutenden innerstädtischen Großbaumaßnahmen nicht realisierbar wäre. Zur Herstellung einer Weichgelsohle werden, analog zum Zementinjektionsverfahren, über vorher eingespülte oder gerüttelte Injektionslanzen verdünnte wäßrige Lösungen von z.B. Natronwasserglas und Natriumaluminat in den Baugrund injiziert. Dort verdrängt dieses Gemisch das vorhandene Porenwasser und erstarrt nach einer vorher definierten Reaktionszeit zu einem sehr wasserreichen Hydrogel geringer Festigkeit. In den gebräuchlichen Reaktionsmischungen liegen drei- bis viergliedrige Silikationen, eingliedrige Aluminationen, Natrium- und Hydroxidionen nebeneinander in unterschiedlichen Verhältnissen vor. Bei der Gelierung entsteht ein albitähnliches Netzwerk, dessen Untereinheiten Siliciumatome und Aluminiumatome im Verhältnis 3 bis 4 zu 1 enthalten (Abb. 3.12) (DARIMONT ET AL. 1984).

Bei diesem Alumosilikatkörper (Weichgelkörper) werden die negativen Ladungen jedes vierbindigen Aluminiumatoms durch freibewegliche Natriumkationen elektrostatisch neutralisiert.

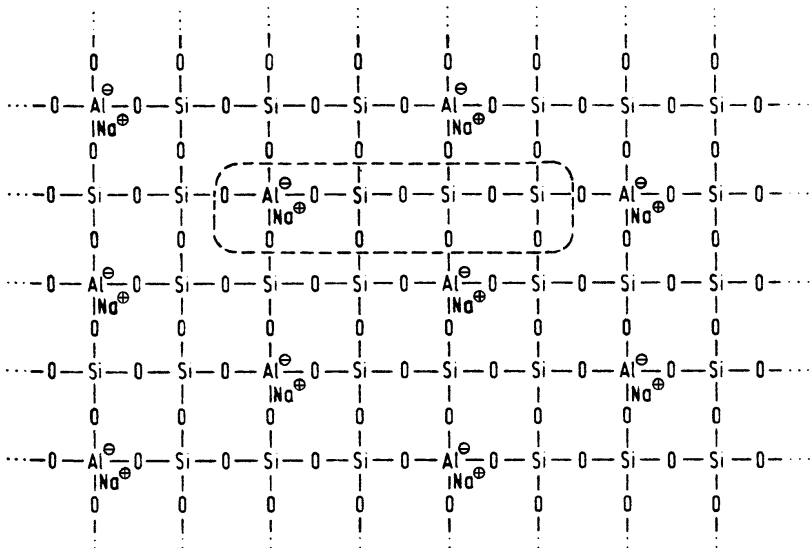
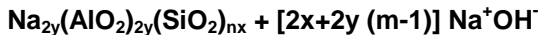
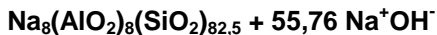
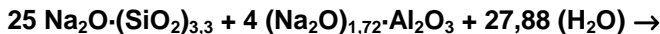


Abb. 3.12: Struktur des Alumosilikatkörpers (aus DARIMONT ET AL. 1984)

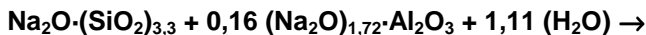
Bei der gängigen Mischrezeptur von 18,0 Vol % filtriertem Wasserglas (= x), 2 Vol % Natriumaluminat (= y) und 80 Vol % Wasser findet nachfolgende Reaktion statt (BRAUNS ET AL. 1997; EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1998, 1999):



mit $m = 1,72$, $n = 3,3$ ($\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$), $x = 25$, $y = 4$ ergibt sich:



Das entspricht:



3 Einfluß von tiefreichenden Baumassnahmen auf Grundwasserbeschaffenheit und -strömung

Diesen Reaktionsgleichungen ist zu entnehmen, daß rein stöchiometrisch pro mol eingesetztem Wasserglas 2,23 mol Natronlauge freigesetzt werden können.

Aufgrund der besseren Einsatzmöglichkeiten der Weichgele bei feinkörnigen Sedimenten (vgl. Abb. 3.11) ist die Erstellung einer Weichgelinjektionssohle die preisgünstigste und auch in den Berliner Sanden realisierbare Variante der Dichtungssohlen. Die noch flüssige Weichgelmischung weist eine geringe Anfangsviskosität von ca. 5 - 10 mPa·s auf und kann daher auch in feinkörnige Böden bis zu reinen Feinsanden eindringen (KARSTEDT 1996). Bei den zahlreichen Injektionssohlen, die mit Weichgel hergestellt wurden, sind Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen 10^{-7} bis 10^{-8} m/s erzielt worden. Dieses entspricht einer Verringerung der Durchlässigkeit von bis zu 4 Zehnerpotenzen und genügt somit den Anforderungen zur Abdichtung einer Baugrube.

Bei Weichgelsohlen sollte allerdings nicht von einer dauernden Abdichtungswirkung ausgegangen werden. Bei Bauzeiten bis zu einem Jahr ist mit einer Zunahme der Durchlässigkeit durch Schrumpfungsprozesse zu rechnen. Über die längerfristige Dichtungswirkungen der Weichgele liegen bisher noch keine Erfahrungen vor (BORCHERT & KARSTEDT 1996). Es sollte aber angemerkt werden, daß eine dauerhafte Abdichtung des Bodens in der Regel weder bautechnisch notwendig noch aus Sicht der Grundwasserbeeinflussung wünschenswert wäre. Nach Fertigstellung des Kellergeschosses eines Gebäudes ist in der Regel eine weitere Abdichtung der Baugrube sowie die Restwasserhaltung nicht mehr erforderlich. Eine Dichtwirkung der Weichgelsohle ist aber bis zu diesem Zeitpunkt und noch darüber ausreichend gesichert. Aus hydraulischer Sicht vorteilhaft ist die langsame Zunahme der Durchlässigkeit der Sohle. Eine Beeinflussung der Grundwasserströmung durch die tief in das Grundwasser reichende Dichtungssohle nimmt somit allmählich wieder ab.

Durch die Bautätigkeiten in Berlin hat sich gezeigt, daß bei den Baugruben, die mit Weichgelsohlen abgedichtet waren, nur in wenigen Fällen Undichtigkeiten aufgetreten sind. Es trat allerdings eine Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit um die Wasserhaltungsbrunnen auf. Dieses wird auf die Konzentration des Natriumsilikats und des Härters um die Brunnen zurückgeführt. Nicht ausgehärtete Reststoffe in Verdünnungszonen werden durch die Restwasserhaltung zu den Brunnen transportiert und dort konzentriert, so daß es zu einer nachträglichen Gelbildungsreaktion kommt. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, möglichst viele Brunnen zur Entwässerung anzuordnen. Die Brunnen sollten dann außerdem alternierend betrieben werden (BORCHERT 1999).

Die Technik des Injizierens verlangt eine zeitverzögernde Gelbildung. Das Gel soll praktisch etwa nach 30 bis 40 Minuten nach dem Anmischen entstehen, damit genügend Zeit zum Einpressen vorhanden ist. Hierdurch bedingt, muß in Kauf genommen werden, daß eine kleinere Menge der jeweiligen Reaktive (Härter) eingemischt werden muß, als für eine schnelle vollkommene Reaktion zwischen Wasserglas und Aluminat verwendet werden könnte. Infolge dessen entstehen neben dem abdichtenden Silikatgel auch unterschiedliche Mengen löslich bleibender Umsetzungsprodukte. Im Grundwasserleiter werden diese bei der Durchströmung oder Umströmung des Injektionskörpers vom Grundwasser ausgewaschen. Als Folge sind chemische Reaktionen mit dem Grundwasser möglich (DONEL 1981). Außerdem muß beachtet werden, daß es im Laufe des Alterungsprozesses der Weichgelsohle zu Volumenkontraktionen und zur Abgabe von Synäresewasser kommt. Auch hierbei werden noch geringere Mengen an Reaktionsprodukten frei (Darimont 1984).

4 LABORVERSUCHE ZUR ERMITTLUNG DER SEDIMENTKENNWERTE UND WEICHGEL- EIGENSCHAFTEN

In diesem Kapitel werden die durchgeführten Laborversuche und Modellberechnungen, die zur Bestimmung der unbekannten Parameter für die Grundwassermodellierungen dienen, beschrieben. Bei den unbekannten Größen handelt es sich zum einen um die Sorptions- und Retardationseigenschaften der verschiedenen Berliner Sedimenteinheiten, zum anderen wurde der zeitabhängige Stoffeintrag aus dem Weichgelkörper in das umgebene Grundwasser ermittelt. Zur Bestimmung dieser Unbekannten wurden Batch- und Standzylinderversuche so wie Tonmineralanalysen durch Röntgen-Diffraktometer-Untersuchungen (XRD) durchgeführt. Die Nachbildung der hydraulischen Gegebenheiten und die daraus resultierende Stoffverfrachtung in der Berliner Baugrube wurde mit Hilfe von Umströmungsversuchen in Sedimentbehältern unterschiedlicher Skaligkeit und mit unterschiedlicher Sedimentfüllung realisiert und anschließend mittels numerischer Modellrechnungen ausgewertet. Die Versuchsanordnungen mit unterschiedlicher Skaligkeit sollten Hinweise zur Übertragbarkeit dieser in Laborversuchen gewonnenen Ergebnisse auf die realen Baugrubenverhältnisse liefern. Zusätzlich sollten die durch verschiedenskalierte Versuche gewonnenen Parameter verglichen und auf Plausibilität überprüft werden.

Sämtliche Ergebnisse dieser Untersuchungen gingen in die parallel durchgeführten zwei- und dreidimensionalen Strömungs- und Stofftransportmodellierungen ein, die eine detaillierte Darstellung der potentiellen Grundwasserbeeinflussung durch die Weichgelinjektionssohle liefern sollten. Der Aufbau und die Ergebnisse dieser finalen Modellrechnungen sind im nachfolgenden Kapitel 5 beschrieben.

Wie bereits in den Kap. 2.2.2 und 3.3.4.2 dargestellt, handelt es sich bei den ausgetragenen Stoffen aus der Weichgelsohle zum überwiegenden Teil um Na^+ , OH^- , Al^{3+} -Ionen und SiO_2 . Diese Ionen entstehen unmittelbar durch die Gelbildungsreaktion (s. Kap. 3.3.4.2) und können als primäre, injektionscharakteristische Parameter angesehen werden (DARIMONT ET AL. 1984, MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. 1985). Die aus der Stöchiometrie resultierende größte molare Freisetzung kommt dabei den Na^+ - und OH^- -Ionen zu. Bereits vorangegangene Studien von DONEL (1981), DARIMONT ET AL. (1984) sowie MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. (1982, 1984 und 1985) haben besonders die

starke Erhöhung der Natrium-Konzentration und des pH-Wertes als Folge der Weichgelinjektion hervorgehoben. Schon aus diesem Grund erscheint die Ermittlung und Beobachtung des zeitlichen und räumlichen Verhaltens der Natrium-Konzentration als unumgänglich. Daneben weist das Natrium-Ion unter den genannten Kationen aufgrund seiner geringen Ladungszahl das geringste sorptive Potential gegenüber den Sedimenten des Grundwasserleiters auf (s. Kap. 2.2.2). Es sollte daher im Vergleich zu allen anderen freigesetzten Ionen der geringsten Sorption im Aquifer unterliegen und aufgrund der hohen Konzentration im Synäresewasser selbst nach größeren Fließstrecken noch nachweisbar sein.

Da das Ziel dieser Arbeit die Darstellung der maximal möglichen Grundwasserbeeinflussung durch die Weichgelinjektion ist und somit eine 'worst-case-Studie' darstellt, wird in den nachfolgenden Laboruntersuchungen und Modellrechnungen primär auf das Verhalten der Konzentration des Natriums eingegangen. Durch diese läßt sich am präzisesten die potentielle räumliche und zeitliche Stoffverfrachtung und damit die Grundwasserbeeinträchtigung ermitteln.

Eine zweite im Rahmen dieses Forschungsprojektes durchgeführte Untersuchung (SCHNELL 2000) beschäftigt sich detaillierter mit den chemischen Aspekten der Weichgelinjektion. In dieser Arbeit werden u.a. Bilanzrechnungen, Reaktionspfade und Wechselwirkungen sämtlicher beteiligter Inhaltsstoffe dargestellt.

4.1 Batchversuche

Die in diesem Kapitel beschriebenen Batchversuche dienen der Ermittlung der Sorptionskapazität der einzelnen an der Berliner Baugrube direkt anstehen oder in den Umströmungsversuchen verwendeten Sedimenteinheiten gegenüber dem Natrium-Ion. Aus den Ergebnissen lassen sich dann direkt die Adsorptionsisothermen wie auch die Retardation ableiten. Die Batchversuche wurden in Anlehnung an die Vorschriften der DIN 38 414, Teil 4, (1984) durchgeführt.

Das Sedimentmaterial wurde bei 60°C getrocknet und mit dem Mörser auf 1 mm Korngröße zerkleinert. Anschließend wurde es in PE-Flaschen abgewogen und mit den definierten Natrium-Lösungen 24 Stunden geschüttelt. Nach dem Zentrifugieren der Proben konnte dann die überstehende Gleichgewichtslö-

sung dekantiert, gefiltert und mit HNO_3 konserviert werden. In der Gleichgewichtslösung wurde der pH-Wert und mittels Atom-Emissions-Spektrometrie-Analyse (AES) der Natrium-Ionen-Gehalt bestimmt. Aus der Differenz zwischen der Natrium-Ausgangskonzentration und der Gleichgewichtskonzentration ergibt sich der an die Bodenkomponenten sorbierte Anteil:

$$c_a = \frac{(c_0 - c) \cdot V}{m_d} \quad (4.1)$$

Mit c_a = adsorbierte Stoffmasse pro Trockenmasse [mg/g]
 c_0 = Ausgangskonzentration [mg/l]
 c = Gleichgewichtskonzentration [mg/l]
 V = Volumen der Batchlösung [l]
 m_d = Trockenmasse der Sedimentprobe [g]

Die adsorbierte Stoffmenge wurde nun der Gleichgewichtskonzentration gegenübergestellt. Mit Hilfe des Programmes ORIGIN[®] erfolgte die Anpassung der verschiedenen Sorptionsisothermen an die aufgetragenen Daten. Die Güte der Anpassung konnte dabei durch die Ausgabe des Chi-Quadrat-Wertes durch das Programm bewertet werden.

4.1.1 Mittelsand der Fa. Weisenburg

Zur Durchführung der in den Kap. 4.2 und 4.4 beschriebenen Umströmungsversuche wurden die Sedimentbehälter mit dem Mittelsand der Firma Weisenburg gefüllt. Dieses natürliche, unbehandelte Sedimentmaterial stammt aus der Oberrhein-Ebene und wurde ausgewählt, da es dem Berliner Aquifersand (s. Kap. 4.1.2) im Hinblick auf seine Kornzusammensetzung und seine hydraulischen Eigenschaften sehr ähnlich ist (vgl. Abb. 4.6).

Der aus einer Siebanalyse gewonnenen Kornverteilungskurve (Abb. 4.1) ist zu entnehmen, daß dieses Sediment ca. 94 % Sand, davon 50 % Mittelsand, und nur ca. 1 % Schluff enthält. Die Tonfraktion ist mit 0,1 % sehr klein, so daß von einem geringen Sorptionsvermögen ausgegangen werden kann. Der Durchlässigkeitsbeiwert nach HAZEN liegt bei $3 \cdot 10^{-4}$ m/s und entspricht der durchschnittlichen Durchlässigkeit des Berliner Aquifersandes im Bereich der Baugrube "Ringcenter II" (s. Kap. 4.1.2). Die Trockendichte des Sedimentes wurde mit $\rho_d = 1,55 \text{ g/cm}^3$, die effektive Porosität mit $n_e = 0,25$ ermittelt.

4.1 Batchversuche

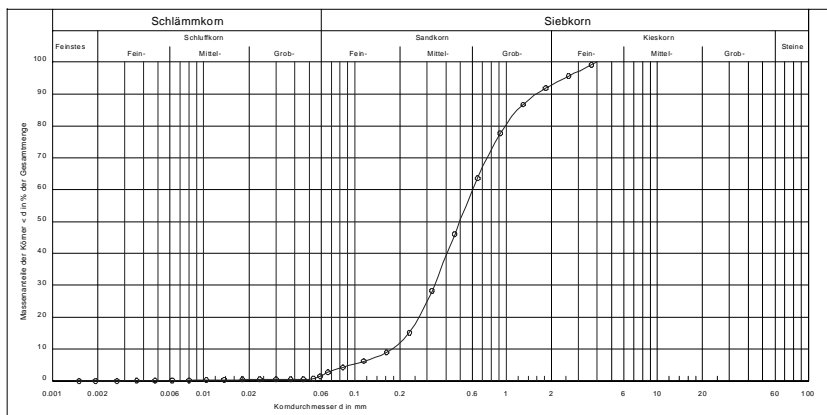


Abb. 4.1: Kornverteilungskurve des Mittelsandes der Firma Weisenburg

Zur Bestimmung der Adsorptionsisotherme wurden drei Batchversuche mit unterschiedlichen Sediment-Lösungs-Verhältnissen durchgeführt. In dem mit Nr. 1 bezeichneten Versuch wurden 20 g Sediment mit 200 ml Synäreseflüssigkeit des Weichgeles versetzt. Wie in Kap. 3.3.4.2 beschrieben, handelt es sich bei der Synäreseflüssigkeit um eine wäßrige Lösung, die bei der Gelbildung und Gelalterung durch Schrumpfungsprozesse frei wird. Unverdünt enthält diese Lösung die Maximalfracht an sämtlichen gelösten Ionen des Weichgels, welche auch unter Baugrubenbedingungen an das unmittelbar angrenzende Grundwasser abgegeben werden kann. Somit bilden die Versuche mit Synäreseflüssigkeit die chemischen Bedingungen während der Injektion, unter anderem auch die hohen pH-Werte, in nächster Umgebung der Weichgelsohle optimal nach. In einem zweiten Versuch wurden 20 g Sediment mit nur 50 ml Synäreseflüssigkeit versetzt, um die Bedingungen eines anderen Mischungsverhältnisses nachzubilden. Der dritte Batchversuch erfolgte ebenfalls mit 20 g Sediment, allerdings wurden hierzu 200 ml einer Natriumchloridlösung benutzt. Der pH-Wert dieses 3. Versuches lag im neutralen Bereich und entsprach damit den pH-Bedingungen, die sich in situ wenige Tage nach Injektion einstellen (vgl. Kap. 5.5.3). Die Versuchsvorbereitung und Durchführung erfolgte wie anfangs beschrieben.

In den nachfolgenden Abbildungen 4.2 bis 4.4 sind die Anpassungen der jeweiligen Adsorptionsisothermen an die gemessenen Daten wiedergegeben. Dabei wird deutlich, daß die Adsorption bei Zugabe sowohl von Synäreseflüssigkeit als auch von pH-neutraler Natriumlösung den linearen Bedingungen nach Henry entspricht.

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

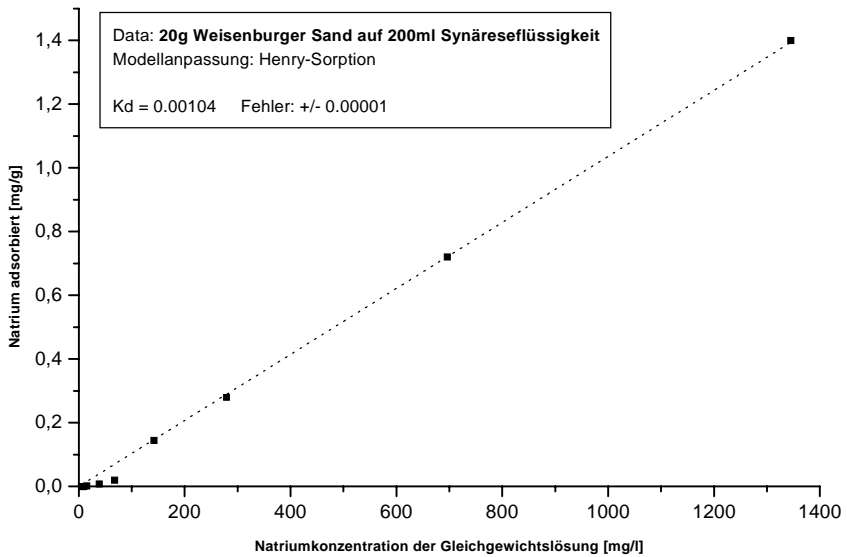


Abb. 4.2: Isothermenanpassung Versuch 1 (K_d -Wert in l/g)

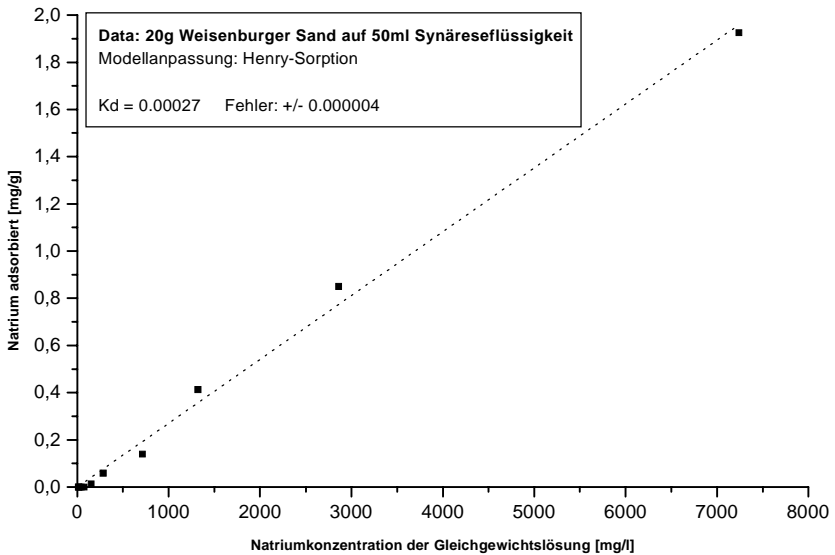


Abb. 4.3: Isothermenanpassung Versuch 2 (K_d -Wert in l/g)

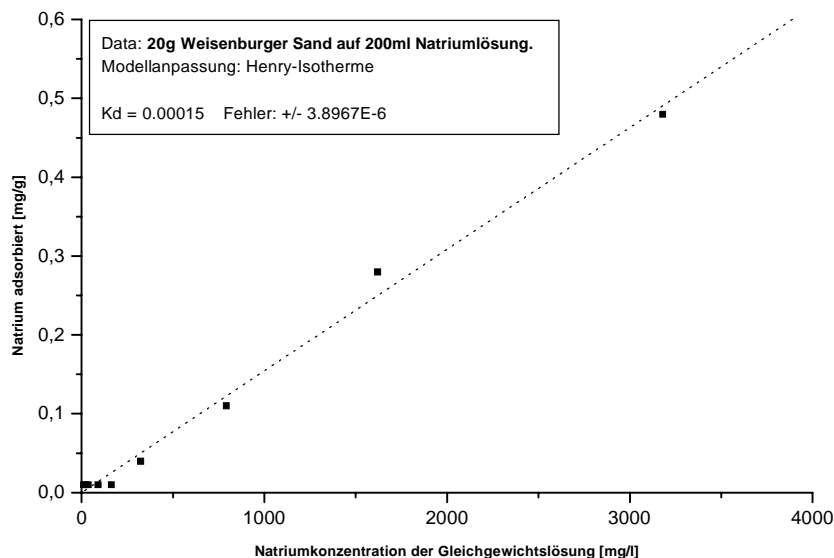


Abb. 4.4: Isothermenanpassung Versuch 3 (K_d -Wert in l/g)

Die Adsorptionsisothermen der Batchversuche geben die Bedingungen für Natrium-Konzentrationen z. T. bis 8000 mg/l wider. Die Versuchsdurchführung mit dieser hohen Konzentration hat sich als notwendig erwiesen, da die Ergebnisse in den geringeren Konzentrationsbereichen bis ca. 100 mg/l zum Teil sehr starke Streuungen zeigten und allein nicht auswertbar waren. Erst bei den höheren Natrium-Konzentrationen zeigte sich ein deutlicher Trend, der auch graphisch anzupassen war, und zwar linear.

Die sich aus der Anpassung ergebenden Koeffizienten der Adsorptionsisothermen und die sedimentspezifischen Parameter sind in der folgenden Tab. 4.1 angegeben.

Tab. 4.1: Ergebnisse der graphischen Anpassung

Batchversuch		Henry- Isotherme	Trocken- dichte	Effektive Porosität
		K_d [l/g]	ρ_d [g/cm ³]	n_e [1]
Versuch 1	20 / 200 Synäresefl.	0,00104	1,55	0,25
Versuch 2	20 / 50 Synäresefl.	0,00027	1,55	0,25
Versuch 3	20 / 200 Na-Lösung	0,00015	1,55	0,25

Die Messungen an der Baugrube (Kap. 5.4.3) wie auch in den Laborversuchen (Kap. 4.5.1) haben gezeigt, daß während der Injektionsphase eine maximale Natrium-Konzentration von ca. 400 mg/l in dem unmittelbar angrenzenden Grundwasser auftritt. Folglich sind die Sorptions- und Retardationsprozesse bis zu dieser Konzentration von entscheidender Bedeutung.

Die graphischen Darstellungen der ermittelten Adsorptionsisothermen in dem Konzentrationsbereich bis 400 mg/l sind zusammengefaßt in Abb. 4.5 abgebildet. Ausgenommen von Versuch 1 wird deutlich, daß das in der Lösung verfügbare Natrium nur in einem sehr geringen Maß an das Sediment gebunden wird. Die Adsorptionsisothermen der Versuche 2 und 3 sind nahezu identisch, so daß die pH-Bedingungen keine entscheidende Rolle spielen. Die Adsorption bei Versuch 1 hingegen liegt um den Faktor 3 bis 7 höher. Auf die Ursache wird später noch eingegangen.

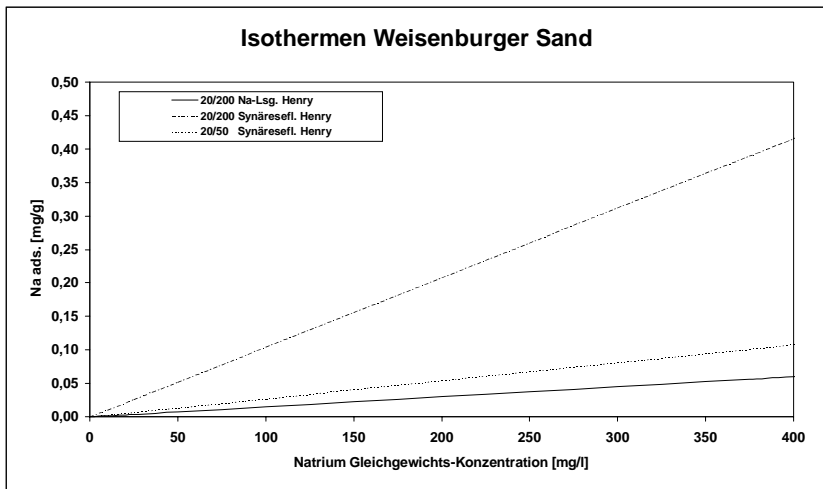


Abb. 4.5: Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l

In Tab. 4.2 sind die ermittelten Koeffizienten der Sorptionsisothermen, die daraus resultierenden Größen der Retardation und die adsorbierte Stoffmenge bei einer Gleichgewichtskonzentration von 400 mg/l Natrium dargestellt.

Tab. 4.2: Ergebnisse der Sorptions- und Retardationsprozesse bei einer Natrium-Konzentration von 400 mg/l

Batchversuch	Henry-Isotherme	Resultierende Retardation	Adsorbierte Natriummenge
	K_d [l/g]	R_d [1]	c_a [mg/g] bei $c = 400$ mg/l
20 / 200 Syn.	0,00104	7,2	0,42
20 / 50 Syn.	0,00027	2,7	0,11
20 / 200 Na-Lsg.	0,00015	1,9	0,06
Durchschnitt Ohne Versuch 1	0,00021	2,3	0,08

Aus den Werten der Tab. 4.2 wird das sehr geringe Sorptionspotential des Weisenburger Sandes ersichtlich. Bei einer Natrium-Konzentration von 400 mg/l werden im alkalischen Milieu der Synäreseflüssigkeit zwischen 0,11 und 0,42 mg/g am Sediment gebunden. Im neutralen Bereich fällt die Sorption mit 0,06 mg/g noch geringer aus. Verringert man die Gleichgewichtskonzentration, so fällt die Sorption ebenfalls geringer aus.

Wie vorher bereits erwähnt, laufen die Sorptionsprozesse bei diesem Sedimentmaterial von den pH-Wert-Bedingungen relativ unabhängig ab. Dieses wird durch die sehr ähnlichen Isothermenkoeffizienten der Versuche 2 und 3 deutlich.

Die leicht erhöhte Sorption bei Versuch 1 läßt sich vermutlich mit dem höheren Verhältnis Synäreseflüssigkeit zu Sediment erklären. Nach SCHNELL (2000) besitzen die ebenfalls in der Lösung vorkommenden Aluminat-Komplexe ein leichtes Adsorptionspotential gegenüber dem Natrium. Durch das in Versuch 1 erhöhte Verhältnis von Aluminat zu Sedimentmenge können zusätzlich vermehrt Anteile des Natrium-Ions an das Aluminat-Ion gebunden werden. Da die Aluminat-Ionen wegen ihrer Größe bei der Filterung im Filter zurückbleiben, werden die daran gebundenen Natrium-Ionen bei der anschließenden Konzentrationsermittlung nicht mit erfaßt. Dadurch ergibt sich dann die scheinbar höhere Sorption. Die Bildung der Aluminat-Ionen ist allerdings stark pH-Wert-abhängig. Aluminium-Hydroxide bilden sich in alkalischem Milieu, so daß ihre leichten sorptiven Eigenschaften gegenüber dem Natrium bei schwächer alkalischen oder neutralen Bedingungen verschwinden.

Aus diesen Gründen sind die Ergebnisse mit einem hohen Verhältnis Synäreseflüssigkeit zu Sedimentmenge nur mit Vorbehalten zu verwenden. Bei der

Bildung der Durchschnittswerte in Tab. 4.2 wurde Versuch 1 daher nicht berücksichtigt.

Die Ursache für das geringe Sorptionspotential des Sedimentes ist nicht nur in der mineralogischen Zusammensetzung der Tonmineralien (s. Kap. 4.2.1), sondern auch in dem äußerst geringen Anteil dieser Fraktion zu suchen.

Wie bereits anfangs erwähnt, wurde der Mittelsand der Fa. Weisenburg für die Umströmungsversuche in den Sedimentbehältern ausgewählt, da er in bezug auf die Kornzusammensetzung dem Berliner Aquifersand relativ ähnlich ist und damit die hydraulischen Eigenschaften im Umfeld der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ gut widerspiegelt. Zum anderen sollte ein Sediment ausgewählt werden, welches ein möglichst geringes Sorptionspotential aufweist, um eine maximale Ausbreitung der ausgetragenen Inhaltsstoffe aus dem Weichgelkörper mit der angelegten Strömung im Sedimentbehälter zu ermöglichen.

4.1.2 Berliner Aquifersand aus der Baugrube

Die Weichgelinjektionssohle der Baugrube „Ringcenter II“ in Berlin ist in einigen Bereichen unmittelbar in das Sediment des so genannten Hauptaquifers injiziert worden (s. Kap. 5.3 und 5.4). Der Grundwasserleiter ist somit von der Injektion des Weichgels und den damit eingebrachten Stoffen direkt betroffen. Die freigesetzten Substanzen können unter den gegebenen hydraulischen Bedingungen mit dem Grundwasser verfrachtet werden und unterliegen dabei Wechselwirkungen mit dem Grundwasser und dem Sediment. Von den Sorptionseigenschaften des Sedimentes ist, neben den hydraulischen Gegebenheiten, folglich abhängig, in wie weit sich die eingetragenen Stoffe und damit die potentielle Grundwasserbeeinflussung ausbreiten kann. Somit ist es von entscheidender Bedeutung, diese Sorptionseigenschaften des Aquifersedimentes gegenüber weichgelrelevanten Inhaltsstoffen zu ermitteln. Dieses wurde in der vorliegenden Arbeit exemplarisch für Natrium durchgeführt.

Aus der Abb. 4.6 ist die Korngrößenverteilung verschiedener Siebanalysen des Aquifermaterials zu entnehmen. Es handelt sich um einen fast reinen Mittelsand (96 %) mit nur geringen Anteilen an Feinsand und Grobsand. Der Schluffanteil liegt bei ca. 1 %, der Tonanteil beträgt ca. 0,2 %. Aus der Siebkurve ergibt sich nach HAZEN ein Durchlässigkeitsbeiwert von $3 \cdot 10^{-4}$ m/s. Die Trockendichte beträgt $\rho_d = 1,76 - 1,79$ g/cm³, die effektive Porosität liegt bei 0,22.

4.1 Batchversuche

Aus den Bohrungen B16 und B17 (s. Kap. 5.3) wurden in den Tiefen von 8-9 m ü. NN bzw. 13-14 m ü. NN Sedimentproben entnommen. In Doppelansätzen wurden jeweils 20 g abgewogen und mit 100 bzw. 200 ml einer Natriumchloridlösung versetzt. Bei einem pH-Wert von 6-7 erfolgte dann ein 24-stündiger Schüttelversuch. Parallel dazu wurden zwei Proben von B16 unter gleichen Mischungsverhältnissen zusätzlich mit Natronlauge alkalisiert und zwei Proben von B17 mit 50 ml Synäreseflüssigkeit angesetzt. Bei pH-Werten um 11 wurden auch diese, wie anfangs beschrieben, behandelt.

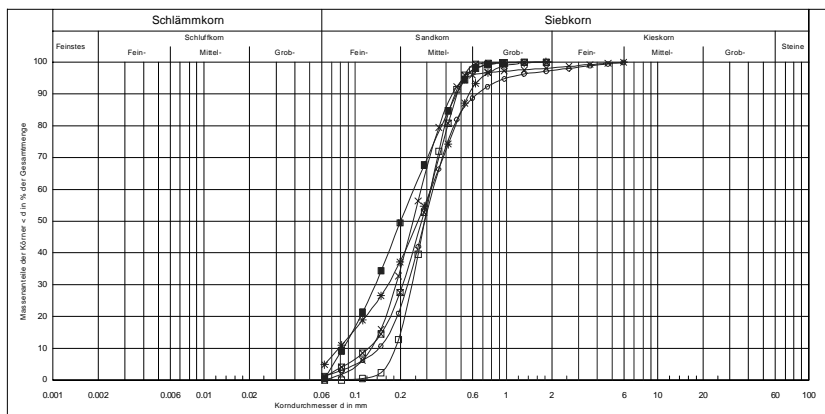


Abb. 4.6: Kornverteilungskurven verschiedener Siebanalysen des Berliner Hauptaquifers

Wie eingangs beschrieben, wurden die Isothermen graphisch an die Ergebnisse angepaßt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 4.7 bis Abb. 4.10 dargestellt.

Analog zu den Batchversuchen mit dem Mittelsand der Firma Weisenburg war auch bei diesen Versuchen eine starke Streuung der Ergebnisse bis zu einer Gleichgewichtskonzentration von ca. 100 mg/l zu verzeichnen. Aus diesem Grund wurden auch diese Batchversuche mit hohen Konzentrationen bis zu 5000 mg/l Natrium durchgeführt, um einen eindeutigen Trend zu bekommen.

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

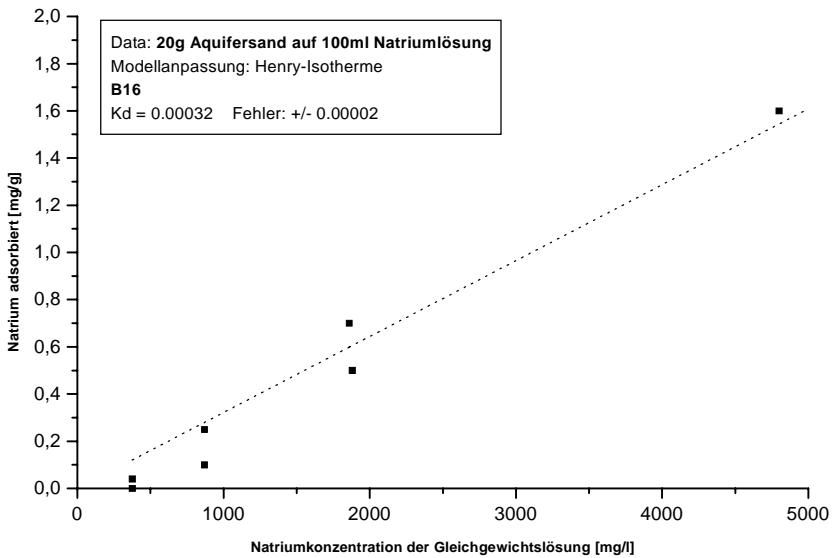


Abb. 4.7: Isothermenanpassung B16 mit Natriumchloridlösung (K_d -Wert in l/g)

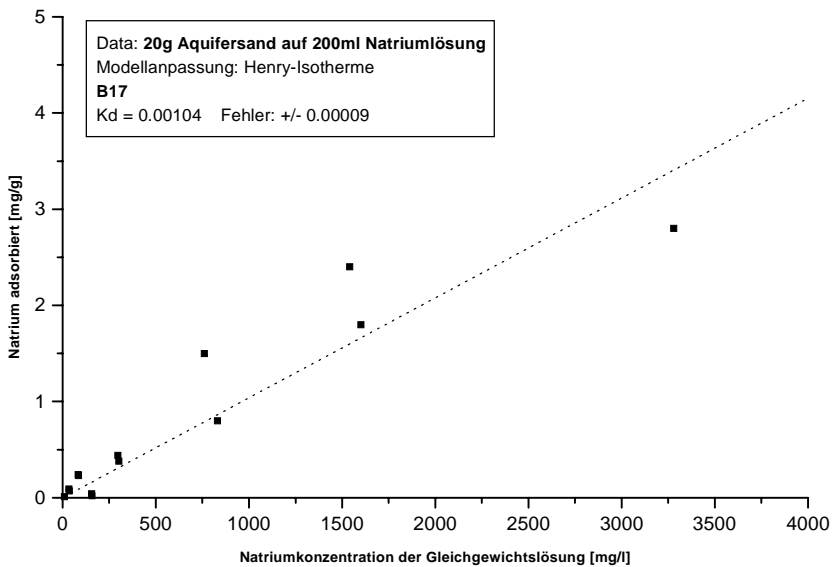


Abb. 4.8: Isothermenanpassung B17 mit Natriumchloridlösung (K_d -Wert in l/g)

4.1 Batchversuche

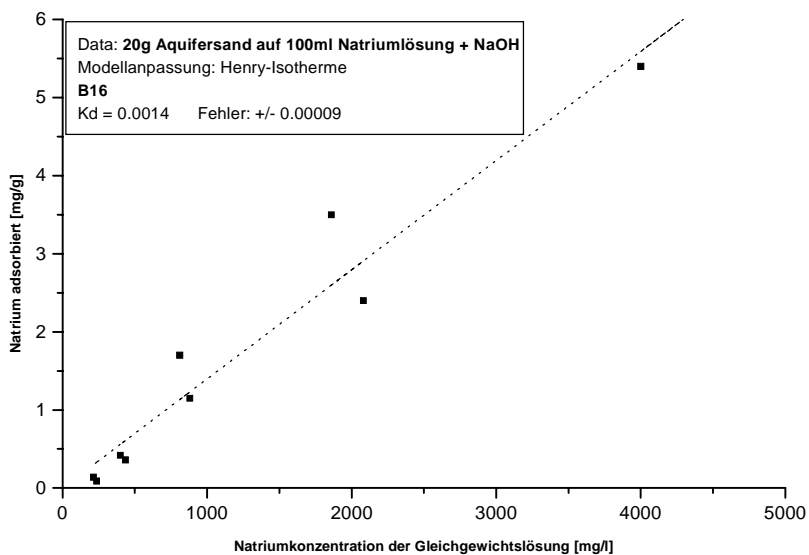


Abb. 4.9: Isothermenanpassung B16 mit Natriumchloridlösung + NaOH (pH=11,5) (K_d -Wert in l/g)

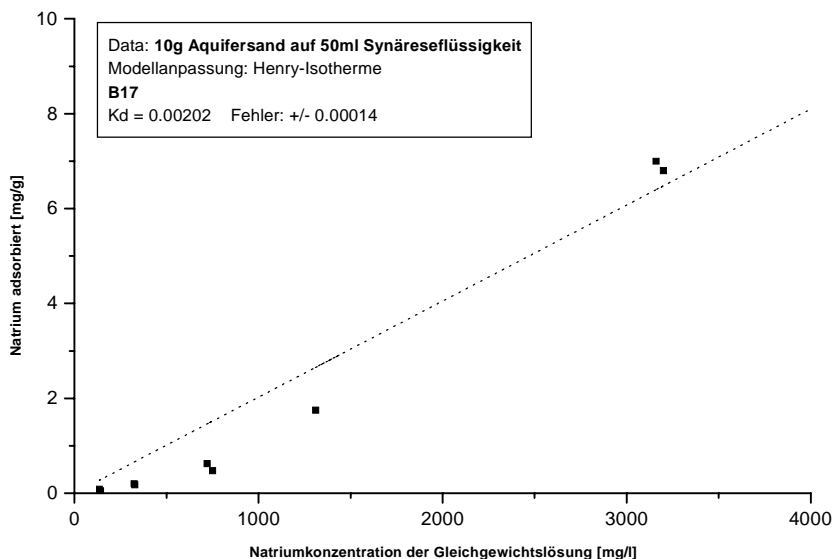


Abb. 4.10: Isothermenanpassung B17 mit Synäresflüssigkeit (pH=11) (K_d -Wert in l/g)

Den Abbildungen Abb. 4.7 und Abb. 4.8 ist zu entnehmen, daß bei neutralem pH-Wert die Sorption entsprechend den linearen Bedingungen nach Henry verläuft.

Die Abb. 4.9 und Abb. 4.10 zeigen die Isothermenanpassung bei pH-Werten um 11. Dabei wird deutlich, daß diese Sorptionsprozesse ebenfalls der Henry-Isotherme entsprechen.

Vergleicht man analog zum Batchversuch mit dem Weisenburger Sand auch hier die Sorptionsisothermen bis zu einer Natrium-Konzentration von 400 mg/l (Abb. 4.11), so zeigt sich folgender Verlauf:

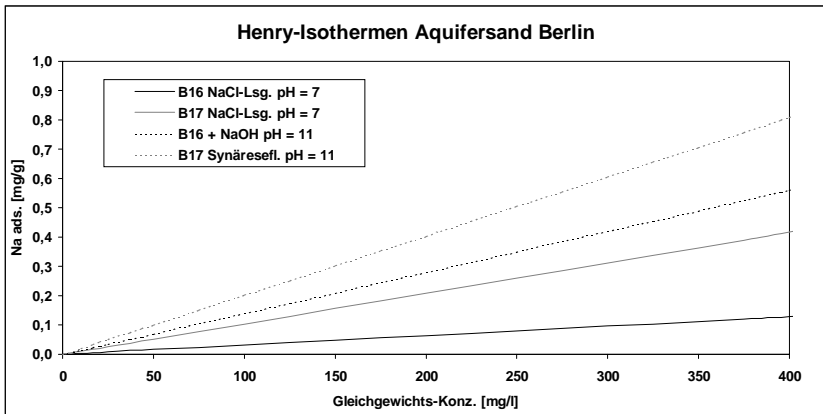


Abb. 4.11: Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l

Die vergleichende Darstellung (Abb. 4.11) verdeutlicht, daß sich die adsorbierten Natriummengen pro Gramm Sediment trotz der unterschiedlichen pH-Wert-Bedingungen nur geringfügig unterscheiden. Bei den Versuchen mit Natriumchloridlösung ergibt sich eine sorbierte Natriummenge von 0,1 bis 0,4 mg/g bei einer Gleichgewichtskonzentration von 400 mg/l, bei den alkalisierten Lösungen von 0,6 bis 0,8 mg/g. In Tab. 4.3 sind die ermittelten Sorptionskoeffizienten der jeweiligen Isothermen dargestellt.

Es wird ersichtlich, daß der Berliner Aquifersand unter alkalischen Bedingungen (pH = 11) ein leicht erhöhtes Sorptionspotential gegenüber Natrium aufweist.

4.1 Batchversuche

Da entsprechend den Beobachtungen an der Berliner Baugrube als auch bei den Laborversuchen nur maximale Austragskonzentrationen von 400 mg/l Natrium aus der Weichgelsohle gemessen wurden, ist für die weiteren Betrachtungen nur dieser Konzentrationsbereich von Interesse.

Tab. 4.3: Ermittelte Sorptionskoeffizienten aus den Batchversuchen mit Berliner Aquifersand

Batchversuch	Henry-Isotherme	Trockendichte	Effektive Porosität
	K_d [l/g]	ρ_d [g/cm ³]	n_e [1]
B16 NaCL-Lsg.	0,00032	1,79	0,22
B17 NaCL-Lsg.	0,00104	1,76	0,22
B16 NaCL-Lsg. + OH	0,00140	1,79	0,22
B17 + Synäresefl.	0,00202	1,76	0,22

In der nachfolgenden Tab. 4.4 werden die aus der jeweiligen Isotherme resultierenden adsorbierten Stoffmengen bei einer Gleichgewichtskonzentration von 400 mg/l Natrium sowie die Retardationsfaktoren dargestellt.

Tab. 4.4: Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzentration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation

Batchversuch	Henry-Isotherme	Adsorbierte Na-Menge	Resultierende Retardation
	K_d [l/g]	c_a [mg/g] bei $c = 400$ mg/l	R_d [1]
B16 NaCL-Lsg.	0,00032	0,13	3,6
B17 NaCL-Lsg.	0,00104	0,42	9,3
B16 NaCL-Lsg. + OH	0,00140	0,56	12,4
B17 + Synäresefl.	0,00202	0,81	17,2
Durchschnitt neutrale Lösung (pH=7)	0,0007	0,3	7
Durchschnitt alkalische Lösung (pH=11)	0,0017	0,7	15
Gesamtdurchschnitt	0,0012	0,5	11

Die in der Tab. 4.4 zusammengefaßten Ergebnisse weisen auf ein im Vergleich zum neutralen Milieu ca. doppelt so hohes Sorptionspotential des Berliner Aquifersedimentes gegenüber den Natrium-Ionen im alkalischen Milieu hin. Daraus resultiert das angegebene höhere Retardationsvermögen. Nehmen die alkalischen Eigenschaften ab, so verringert sich auch die Sorption. Aus

diesem Grunde fließt in den nachfolgenden Modellrechnungen diese Abhängigkeit mit ein. Entsprechend des pH-Wert-Verlaufs des geförderten Restwassers (Kap. 5.5.3) wird daher für die ersten Tage während und nach der Weichgelinjektion der hohe Sorptionskoeffizient für $\text{pH} = 10\text{--}11$ in die Grundwassermodellierungen einfließen. Ab $\text{pH} = 9$ wird dann der Gesamtdurchschnittswert, ab $\text{pH} = 7\text{--}8$ der neutrale Sorptionskoeffizient berücksichtigt. Auf das zeitliche Verhalten des pH-Wertes (Abb. 4.23) nach der Weichgelinjektion wird im Kap. 4.3 detaillierter eingegangen.

4.1.3 Berliner Aquifersand mit Braunkohleeinschaltungen

Der Berliner Hauptaquifer besteht an der Lokalität der Baugrube „Ringcenter II“ aus fluviatilen Sanden eines zwischeneiszeitlichen Urstromtales und ist somit pleistozänen Ursprungs. Bedingt durch die Genese finden sich in einzelnen Lagen gelegentlich Holzkohle- oder Braunkohlereste. Für die Ausbreitung von gelösten Wasserinhaltsstoffen ist daher von Interesse, in wie weit diese vereinzelt auftretenden organischen Komponenten eine Sorptionswirkung ausüben und durch ein eventuell erhöhtes Sorptionspotential den Stofftransport beeinflussen. Daher wurden im Labor Batchversuche mit diesem Material sowohl im neutralen als auch im alkalischen Milieu durchgeführt.

Die Kornzusammensetzung dieses Sedimentes entspricht, neben den relativ großen organischen Bestandteilen, exakt der Zusammensetzung des normalen Aquifersandes (s. Kap. 4.1.2). Die Trockendichte ist mit $\rho_d = 1,73 \text{ g/cm}^3$ nur geringfügig kleiner. Die effektive Porosität beträgt $n_e = 0,22$.

Für die Batchversuche wurden jeweils Doppelversuche im alkalischen ($\text{pH} = 11$) und neutralen ($\text{pH} = 7$) Milieu durchgeführt. Dazu wurden je 40 g des Probenmaterials aus Aufschluß B20 (s. Kap. 5.3) mit 200 ml Natriumlösung versetzt, zwei davon zusätzlich durch Zugabe von NaOH alkalisiert. Der weitere Ablauf entspricht dem bereits eingangs beschriebenen.

Die Ergebnisse der Batchversuche im neutralen Milieu sind in Abb. 4.13 dargestellt. Die alkalischen Proben hingegen lieferten in mehreren Versuchen keine brauchbaren Ergebnisse (Abb. 4.12), die für eine Isothermenanpassung geeignet gewesen wären. Hier besteht weiterhin Forschungsbedarf. Eine mögliche Erklärung hierfür wurde bereits beim Weisenburger Sand gegeben.

4.1 Batchversuche

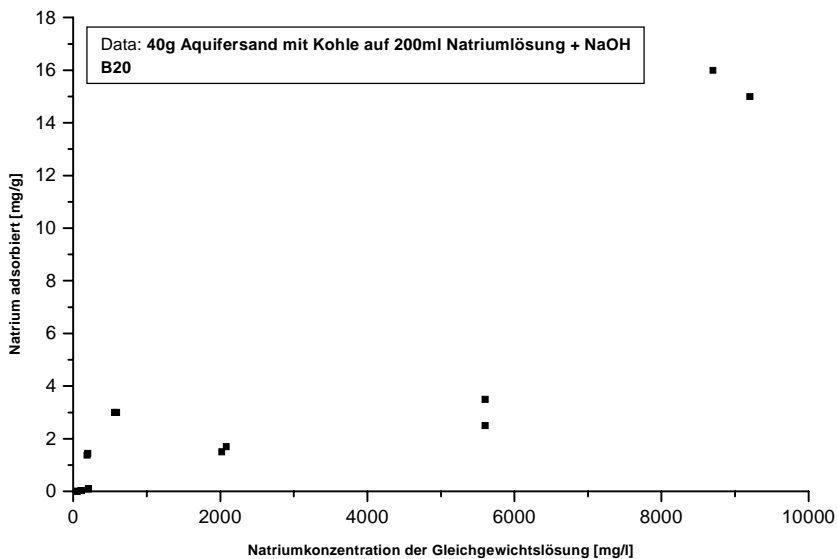


Abb. 4.12: Ergebnisse der Batchversuche mit Aquifersand und Braunkohle in alkalischen Milieu (B20, NaCl-Lösung + NaOH (pH = 11))

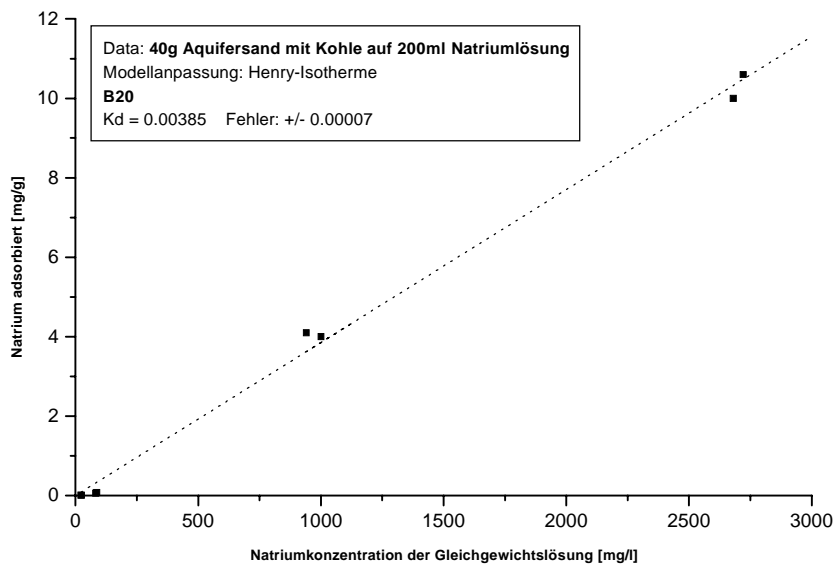


Abb. 4.13: Isothermenanpassung B20 (Braunkohle) mit NaCl-Lösung (K_d -Wert in l/g)

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

Der Abb. 4.13 ist zu entnehmen, daß auch dieses Sediment mit den organischen Komponenten ein lineares Sorptionsvermögen nach der Henry-Isotherme aufweist.

Der aus der Anpassung ermittelte Sorptionskoeffizient ist der nachfolgenden Tab. 4.5 zu entnehmen:

Tab. 4.5: Berechneter Sorptionskoeffizient für den Berliner Aquifersand mit Kohleeinschaltungen

Batchversuch	Henry-Isotherme	Trockendichte	Effektive Porosität
	K_d [l/g]	ρ_d [g/cm ³]	n_e [1]
B20 NaCl-Lsg.	0,00385	1,73	0,22

Die sich aus dem Sorptionskoeffizienten ergebene Retardation und adsorbierte Natriummenge ist in Tab. 4.6 dargestellt. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß durch die organischen Bestandteile die Sorptionskapazität dieses Sedimentes im neutralen Bereich gegenüber dem Aquifersand ohne Kohleeinschaltungen auf das 5-fache erhöht wird (vgl. Tab. 4.4).

Tab. 4.6: Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzentration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation

Batchversuch	Henry-Isotherme	Adsorbierte Na-Menge	Resultierende Retardation
	K_d [l/g]	c_a [mg/g] bei $c = 400$ mg/l	R_d [1]
B20 NaCl-Lsg.	0,00385	1,54	31,2

Wie sich die Sorption im alkalischen Milieu verhält, kann nicht beurteilt werden. Hier kommt es vermutlich zu sehr komplexen Wechselbeziehungen, da die sorbierenden Huminstoffe der organischen Komponenten zum Teil bei hohen pH-Werten selbst in Lösung gehen (ZIECHMANN 1980, BRAUNS ET AL. 1997, EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1998).

Fraglich ist auch, in wie weit diese erhöhten Sorptionseigenschaften in den nachfolgenden Modellen berücksichtigt werden müssen. Über die Häufigkeit des Auftretens dieser Kohleeinschaltungen gibt es keinerlei Informationen. Sie treten nur sehr vereinzelt, dabei aber völlig unregelmäßig im Aquifer auf. Dieses wird sowohl durch die durchgeführten Baugrunduntersuchungen als auch durch das Hydrogeologische Gutachten (ERDLABOR KRAUSE 1995) be-

tätigt. Aufgrund der fehlenden Informationen werden diese Kohleeinschaltungen in den Modellrechnungen nicht berücksichtigt. Zur späteren Beurteilung der Ausbreitungsprozesse und der potentiellen Beeinflussung des Grundwassers durch die Baumaßnahme müssen die gewonnenen Ergebnisse aber mit einfließen. Es ist zu berücksichtigen, daß der Berliner Aquifersand vermutlich ein geringfügig höheres Sorptionspotential besitzt, als durch die Batchversuche dieses Sedimentes ohne Kohleeinschaltungen ermittelt wurde.

4.1.4 Schluffiger Feinsand aus der Berliner Baugrube

Durch den Aushub der Baugrube und die Injektionstätigkeit sind primär die Sedimente des Hauptaquifers durch den potentiellen Eintrag von Inhaltsstoffen aus der Weichgelsohle betroffen. In einigen südlichen Teilbereichen (s. Kap. 5.2) der Baugrube liegt zwischen dem überlagernden Geschiebemergel und den Aquifersanden zusätzlich eine maximal 10 m Meter mächtige Schluffsandlage. Nach der Korngrößenanalyse (Abb. 4.14) besteht dieses Sediment zu 82 % aus Sand, davon ca. 50 % Feinsand. Der Schluffanteil liegt bei ca. 15 %, der Tonanteil beträgt ca. 2 %. Daraus ergibt sich ein Durchlässigkeitsbeiwert (nach HAZEN) von $k_f = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Die effektive Porosität beträgt $n_e = 0,15$, die Trockendichte $\rho_d = 1,55$ g / cm³.

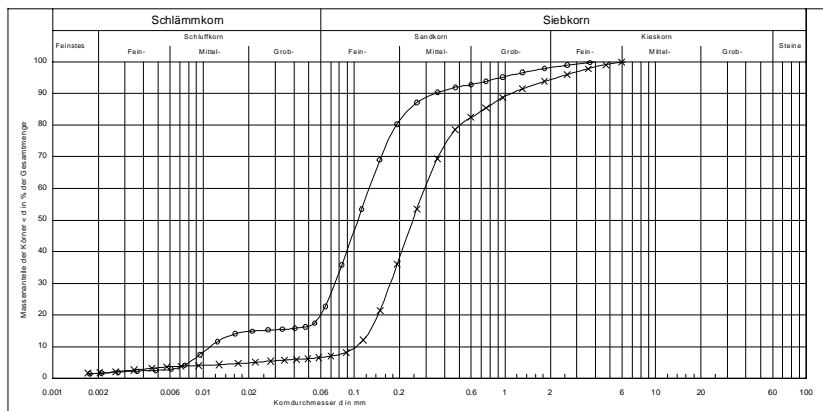


Abb. 4.14: Korngrößenspektrum des schluffigen Feinsandes aus der Berliner Baugrube

Da diese schluffige Feinsandlage zum Teil in der Tiefe der Weichgelsohle liegt, wurde direkt in dieses Sediment das Weichgel injiziert. Trotz der geringen

gen hydraulischen Leitfähigkeit kommt es zu einer Stoffverfrachtung in diese Sedimentlage. Dabei ist zu erwarten, daß durch den relativ hohen Feinkornanteil ein höherer Anteil des eingetragenen Natriums adsorptiv an die Feinsandlage gebunden wird.

Zur Ermittlung des Adsorptionspotentials dieses Sedimentes wurden mit Bodenproben aus den Bohrungen B22 und BK2 (s. Kap. 5.3) sowohl im neutralen Bereich ($\text{pH} = 7\text{--}8$) mit einer Natriumlösung als auch im stark alkalischen Bereich ($\text{pH} = 11$) mit Synäreseflüssigkeit oder einer Natriumchloridlösung + NaOH Batchversuche durchgeführt. Auch bei diesen Versuchen erfolgte die Probenbehandlung und Versuchsdurchführung wie eingangs beschrieben.

In den nachfolgenden Abb. 4.15 bis Abb. 4.18 werden die Ergebnisse dieser Versuche graphisch dargestellt. Wie schon bei den anderen Batchversuchen zeigt auch dieses Sediment ein lineares Adsorptionsverhalten nach der Henry-Isotherme. Durch die zum Teil starken Schwankungen in den niedrigeren Konzentrationsbereichen mußten auch hier die Versuche bis zu einer Gleichgewichtskonzentration von 3000 mg/l, z. T. sogar bis 12000 mg/l durchgeführt werden.

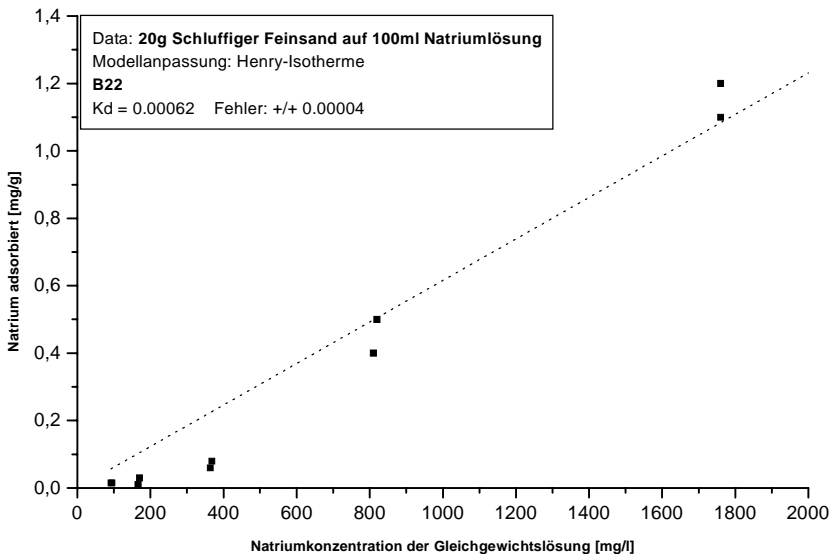


Abb. 4.15: Isothermenanpassung B22 mit Natriumchloridlösung ($\text{pH}=7$)
(K_d -Wert in l/g)

4.1 Batchversuche

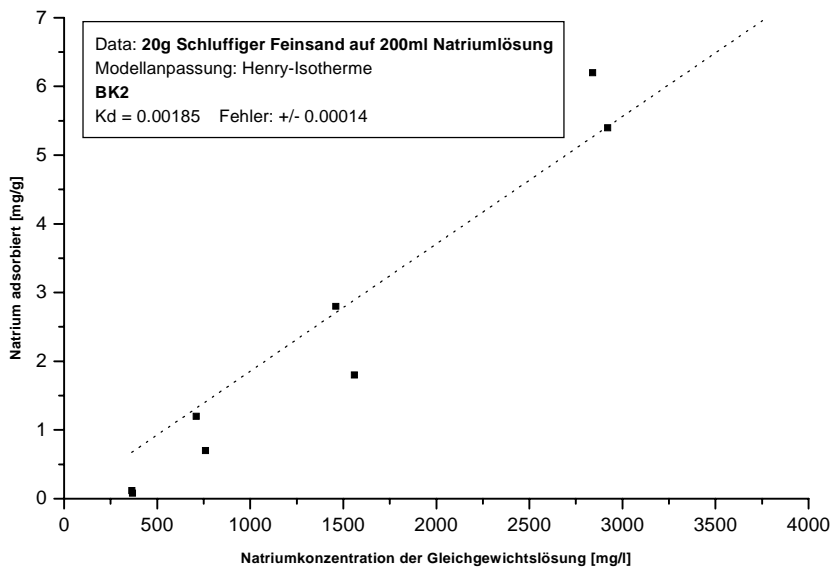


Abb. 4.16: Isothermenanpassung BK2 mit Natriumchloridlösung (pH=7)
(K_d -Wert in l/g)

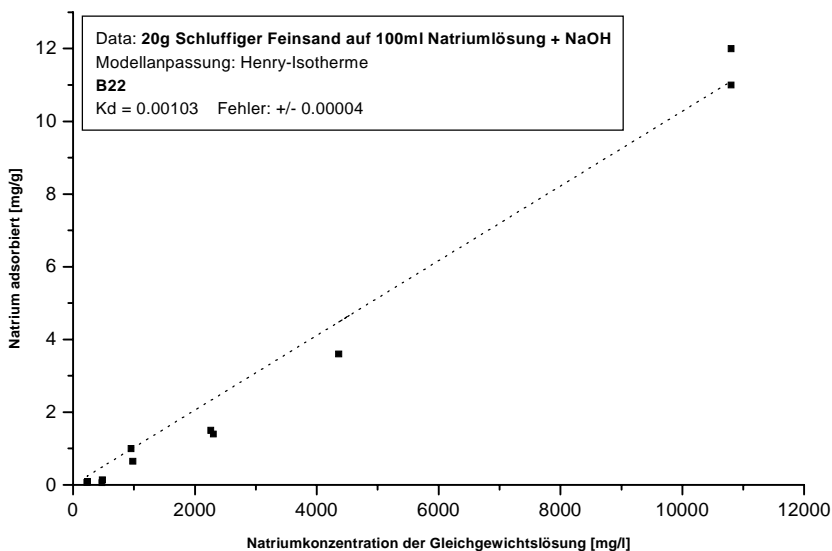


Abb. 4.17: Isothermenanpassung B22 mit Natriumlsg. + NaOH (pH=11)
(K_d -Wert in l/g)

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

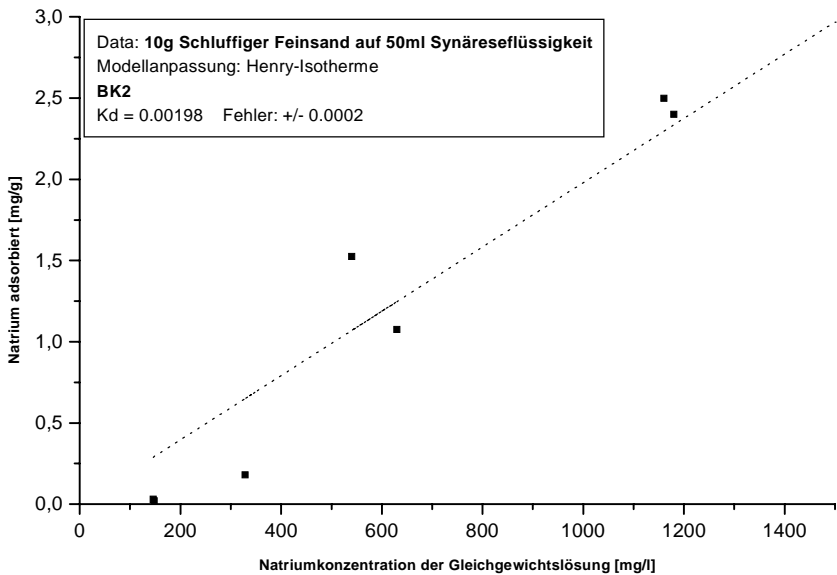


Abb. 4.18: Isothermenanpassung BK2 mit Synäreseflüssigkeit (pH=11)
(K_d -Wert in l/g)

Durch die bereits oben erwähnte maximale Eintragskonzentration von 400 mg/l Natrium, die sowohl in der Berliner Baugrube als auch in den Umströmungsversuchen gemessen wurde, sind bei diesen Untersuchungen die Sorptionsbedingungen vor allem in dem genannten Konzentrationsbereich von entscheidender Bedeutung. Die Ergebnisse der einzelnen Batchversuche sind graphisch in der nachfolgenden Abb. 4.19 dargestellt.

Die Abbildung zeigt, daß die Sorption des Natriums an den schluffigen Feinsand nahezu unabhängig von den vorherrschenden pH-Wert-Bedingungen erfolgt. Die festgelegten Natriummengen liegen zwischen 0,25 und 0,8 mg pro Gramm Boden und damit annähernd in der selben Größenordnung. In dieser Abb. ist auch zu erkennen, daß die Sorptionseigenschaften der Probe BK2 (in grau dargestellt) geringfügig höher liegen als bei Probe B22. Die Ursache dafür liegt sehr wahrscheinlich in dem etwas höheren Anteil an Ton und Schluff in dieser Bodenprobe.

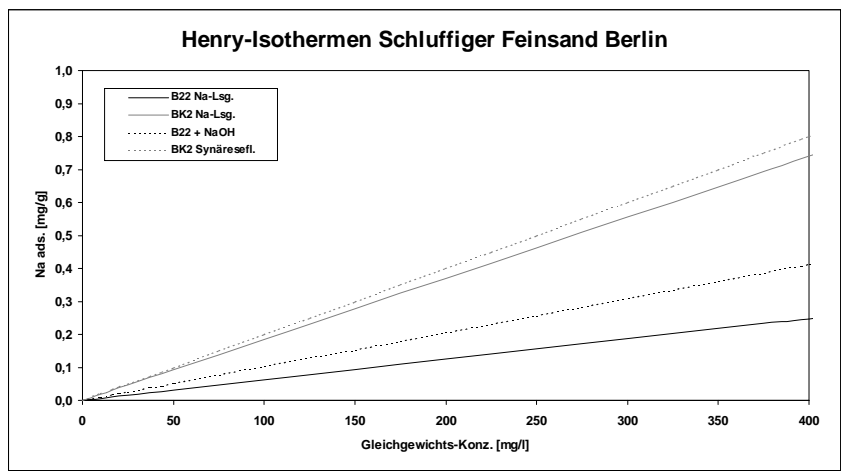


Abb. 4.19: Adsorptionsisothermen bei Natrium-Konzentrationen bis 400 mg/l

In den folgenden Tab. 4.7 und Tab. 4.8 sind die Ergebnisse der graphischen Anpassungen aufgelistet. Zusätzlich werden die Retardationen, resultierend aus den Sorptionsisothermen, und die festgelegten Natriummengen angegeben.

Tab. 4.7: Berechnete Sorptionskoeffizienten für den schluffigen Feinsand

Batchversuch	Henry-Isotherme	Trockendichte	Effektive Porosität
	K_d [l/g]	ρ_d [g/cm ³]	n_e [1]
B22 NaCl-Lsg.	0,00062	1,56	0,15
BK2 NaCl-Lsg.	0,00185	1,51	0,15
B22 NaCl-Lsg. + NaOH	0,00103	1,56	0,15
BK2 Synäresefl.	0,00200	1,51	0,15

Tab. 4.8: Berechnete adsorbierte Natriummengen bei einer Konzentration von 400 mg/l sowie die resultierende Retardation

Batchversuch	Henry-Isotherme	Adsorbierte Na-Menge	Resultierende Retardation
	K_d [l/g]	c_a [mg/g] bei $c = 400$ mg/l	R_d [1]
B22 NaCl-Lsg.	0,00062	0,25	7,5
BK2 NaCl-Lsg.	0,00185	0,74	19,6
B22 NaCl-Lsg. + NaOH	0,00103	0,41	11,4
BK2 Synäresefl.	0,0020	0,80	21,1
Durchschnitt	0,0014	0,55	15,6

Die Ergebnisse bestätigen die anfangs erwähnte Vermutung, daß dieses Sediment durch den erhöhten Feinkornanteil ein höheres Sorptionspotential gegenüber dem Natrium-Ion aufweist, als z.B. der Aquifersand oder der Weisenburger Sand. Die Ausbreitung der durch die Weichgelsohle freigesetzten Inhaltsstoffe wird dadurch in den Bereichen, wo der schluffige Feinsand vorhanden ist, stärker verzögert, als im Aquifersand.

4.1.5 Bewertung der Ergebnisse

Mit den durchgeführten Batchversuchen lassen sich über die Aufnahme der Natrium-Ionen durch das Sedimentmaterial die Koeffizienten der Adsorptions-Isothermen bestimmen. Die Ergebnisse sind jedoch von bedingter Aussagekraft, da sie nur für den jeweiligen Konzentrationsbereich und unter definierten Bedingungen im Labor gewonnen wurden. Zur Ermittlung einer gewissen Größenordnung des Sorptionspotentials als auch zum Vergleich des Adsorptionsvermögens zwischen den einzelnen Sedimenteinheiten stellen die Batchversuche gleichwohl eine einfache, kostengünstige und relativ schnelle Methode dar.

Die Ergebnisse der Batchversuche verdeutlichen bei der hier gestellten Fragestellung den direkten Zusammenhang zwischen der Höhe des Feinkornanteils und dem Sorptionsvermögen des Sediments. Sie zeigen außerdem, daß vorhandene organische Bestandteile im Sediment die Sorption des Natriums erheblich verstärken können.

4.2 Tonmineralidentifizierung durch Röntgendiffraktometrie (XRD)

Neben der im vorangegangenen Kapitel durchgeführten Quantifizierung der Sorptionsvorgänge ist die Bestimmung der sorptiven Bestandteile der jeweiligen Sedimenteinheiten ebenfalls von großer Bedeutung. Bei den vorliegenden Sedimenten kommen dafür neben den organischen Komponenten primär die Tonminerale in Betracht. Hier unterscheidet man zwischen den quellfähigen und nicht-quellfähigen Tonmineralen. Zu den nicht-quellfähigen Tonmineralen zählen Kaolinit, Illit und Chlorit, während die Minerale der Smektit-Gruppe, z.B. Montmorillonit, zu den quellfähigen gehören.

Das Sorptionsverhalten der Tonminerale gegenüber Kationen wird von der Kationenaustauschkapazität (KAK) bestimmt, deren Höhe durch die Schichtladung festgelegt wird. Bei den nicht-quellfähigen Tonmineralen sind normalerweise nur die Kationen auf den äußeren Oberflächen austauschbar, während bei den quellfähigen auch die Kationen im Zwischenschichtraum ausgetauscht werden können. Übliche Kationenaustauschkapazitäten von Tonmineralen liegen bei 3 bis 5 meq/100 g für Kaolinit, 20 bis 50 meq/100 g für Illit und 70 bis 130 meq/100 g für die Smektite (HEIM 1990, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, VELDE 1992). Diese Werte verdeutlichen das hohe Sorptionspotential der quellfähigen Tonminerale, wie der Smektite, gegenüber den nicht-quellfähigen.

Die Röntgendiffraktometrie ist eine einfache und schnelle Methode zur Bestimmung des Tonmineralbestandes in einer Texturprobe. Bei dem Auftreffen von monochromatischer Röntgenstrahlung auf das Probenmaterial wird ein Teil der in das Kristallgitter eindringenden Strahlung an den Netzebenen gebeugt. Bei der Refraktion entstehen dann durch Interferenzerscheinungen Intensitätsmaxima. Mathematisch lassen sich diese Vorgänge durch die BRAGG'sche Gleichung beschreiben:

$$n \cdot \lambda = 2d \cdot \sin\Theta \quad (4.2)$$

mit: n = ganzzahliger Wert
 λ = Wellenlänge der Röntgenstrahlung [Å]
 d = Netzebenenabstand [Å]
 Θ = Beugungswinkel [°]

Die mineralspezifischen Basisabstände d lassen sich somit aus den Beugungswinkeln berechnen.

Die Identifizierung der Tonminerale erfolgte mit Hilfe eines Siemens D-500 Röntgendiffraktometers mit CuK_α -Röhre, die eine Röntgenstrahlung mit einer Wellenlänge von $1,54051 \text{ \AA}$ erzeugt. Die gebeugten Röntgenstrahlen werden mit einem Detektor registriert und gegen den Beugungswinkel in einem Röntgendiffraktogramm aufgetragen.

Zur Bestimmung des Tonmineralgehalts wurden Texturpräparate angefertigt. Durch Aufpipettieren von Probensuspension der Fraktion $< 2 \text{ }\mu\text{m}$ auf einen Glaträger regeln sich die Tonminerale parallel zur Glaträgeroberfläche ein. Die Texturierung bewirkt eine erhebliche Verstärkung der Röntgeninterferenzerscheinungen der Tonmineralbasisflächen.

Nach einer ersten Bestimmung im Diffraktometer wurden die Texturpräparate bei $60 \text{ }^\circ\text{C}$ mit Ethylenglykol bedampft und dann wiederum geröntgt. Durch die Solvation der Zwischenschichtkationen erhöht sich dabei der Basisabstand der quellfähigen Tonminerale.

Durch mehrstündiges Glühen der Präparate bei 550°C im Ofen wird durch Abgabe der Hydroxylgruppen das Kaolinitgitter zerstört. Gleichzeitig desorbieren die eingelagerten Ethylenglykol- und Wassermoleküle in den quellfähigen Tonmineralen. Durch die Abfolge der Behandlungsschritte lassen sich außerdem die Chlorite bestimmen, bei denen keine Änderungen auftreten.

Zur tonmineralogischen Auswertung der Texturdiffraktogramme wurden die Standardwerke von THOREZ (1975, 1976) herangezogen.

4.2.1 Mittelsand der Firma Weisenburg

Nach den Sieb- und Schlämmanalysen enthält der Mittelsand der Firma Weisenburg einen Anteil von ca. $0,2 \text{ \%}$ Ton (Abb. 4.1).

Die Röntgendiffraktometeruntersuchungen haben ergeben, daß dieser Anteil je zur Hälfte aus Illit und Kaolinit besteht. Zusätzlich wurden geringe Spuren von Chlorit ($< 1 \text{ \%}$) identifiziert.

Da die identifizierten Tonminerale zu den nicht-quellfähigen gehören und der Tongehalt insgesamt sehr gering ist, kann von einem sehr geringen bis ver-

nachlässigbaren Sorptionspotential dieses Sedimentes ausgegangen werden. Die Ergebnisse dieser mineralogischen Untersuchungen ermöglichen somit die gleichen Schlußfolgerungen hinsichtlich der Sorptivität wie die Batchversuche.

4.2.2 Aquifersand aus der Baugrube Berlin

Der Aquifersand aus der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ enthält nach den Sieb- und Schlämmanalysen ebenfalls nur ca. 0,2 % Ton (Abb. 4.6).

Die Röntgendiffraktometeruntersuchungen haben ergeben, daß dieser Anteil zu ca. 40 % aus Illit und ca. 20 % aus Kaolinit besteht. Zusätzlich wurde ein Anteil von ca. 40 % Smektiten und Spuren von Chlorit ($< 1\%$) identifiziert.

Im Vergleich zum Weisenburger Sand ist zwar der Gesamtanteil der Tonfraktion gleich, die mineralische Zusammensetzung zeigt aber einen relativ hohen Anteil an quellfähigen Smektiten. Diese Smektite besitzen, wie bereits oben erwähnt, ein hohes Sorptionsvermögen, so daß der Berliner Aquifersand insgesamt ein höheres Sorptionspotential als der Weisenburger Sand aufweist. Auch dieses Ergebnis der XRD-Analyse bestätigt die Beobachtungen der vorangegangenen Batchversuche.

4.2.3 Schluffiger Feinsand aus der Baugrube Berlin

Nach den Sieb- und Schlämmanalysen enthält der schluffige Feinsand der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ einen Anteil von ca. 2,0 % Ton (Abb. 4.14).

Die Röntgendiffraktometeruntersuchungen des schluffigen Feinsandes zeigen in der Tonmineralzusammensetzung eine sehr ähnliche Ausbildung wie der Aquifersand. Die Tonfraktion setzt sich aus ca. 40 % Illit, 20 % Kaolinit und 40 % Smektit zusammen. Da der Tonanteil am gesamten Sediment aber um den Faktor 10 größer ist als beim Aquifersand, muß folglich auch das Sorptionspotential dieses Boden erheblich höher ausfallen. Damit lassen sich auch durch diese Tonmineralanalysen die gleichen Schlußfolgerungen wie aus den Batchversuchen ziehen.

4.3 Standzylinderversuche

Um einen ersten Überblick darüber zu bekommen, wie sich die zeitliche Abgabe der Natrium-Ionen aus dem Weichgel verhält und die entsprechenden absoluten Konzentrationsbereiche ausfallen, wurden im Labor Standzylinderversuche mit Weichgel durchgeführt. Zur Herstellung des Weichgels kam dabei die exakte Rezeptur, die vorher auch an der Berliner Baugrube „Ring-center II“ verwendet wurde, zum Einsatz (vgl. Kap. 5.4.2). Es wurden zylinderförmige Weichgelkörper aus 1 l Weichgellösung gegossen, die nach der Gelierung (ca. 60 min) jeweils in einen Standzylinder mit 10 l Fassungsvermögen eingebaut wurden.

Da bisher der Einfluß der Oberfläche des Weichgelkörpers auf den Stoffaustausch unbekannt war, wurde die eine Hälfte der gegossenen Weichgelkörper in kleinere Einheiten zerteilt und somit die Oberfläche um Größenordnungen erhöht, die andere Hälfte wurde als ganzes behandelt.

Die einzelnen Standzylinder wurden nun in Doppelversuchen entweder mit 10 l destilliertem Wasser oder mit Karlsruher Leitungswasser geflutet. Wegen der labilen Konsistenz der kompletten Weichgelkörper geschah dieses mit Hilfe eines Schlauches, um die Körper durch den Wasserdruck beim Wasseraustausch nicht zu zerstören.

Durch die Versuchsanordnung mit destilliertem Wasser sollte ein maximaler Lösungsdruck auf das Weichgel ausgeübt werden, um durch den hohen Konzentrationsgradienten den größtmöglichen Stoffaustausch zu erzielen.

Das Karlsruher Leitungswasser hingegen entspricht in seiner Gesamtmineralisierung annähernd dem Berliner Grundwasser, so daß die dort herrschenden Lösungs- bzw. Verdünnungsbedingungen relativ gut nachgebildet wurden.

Das zugegebene Wasser wurde in den nachfolgenden Versuchstagen jeweils einmal täglich zur gleichen Zeit gewechselt und die Natriumkonzentration mittels Atom-Emissions-Spektrometrie (AES) ermittelt. Zusätzlich wurde der pH-Wert in dem entnommenen Wasser bestimmt. Nach dem 20. Tag konnte der Entnahmezeitraum auf 7 Tage verlängert werden, da die Konzentrationsänderungen nur noch sehr gering ausfielen.

In den nachfolgenden Abb. 4.20 bis Abb. 4.22 sind die Ergebnisse der einzelnen Standzylinderversuche graphisch dargestellt.

Die Versuche mit destilliertem Wasser mußten bereits nach 8 Tagen abgebrochen werden, da festgestellt wurde, daß sich das bereits vollständig gelierte Weichgel zunehmend in dem destilliertem Wasser wieder auflöst. Die Ursache muß in dem hohen Konzentrationsgradienten liegen, der einen zu starken Lösungsdruck auf das Weichgel ausübt.

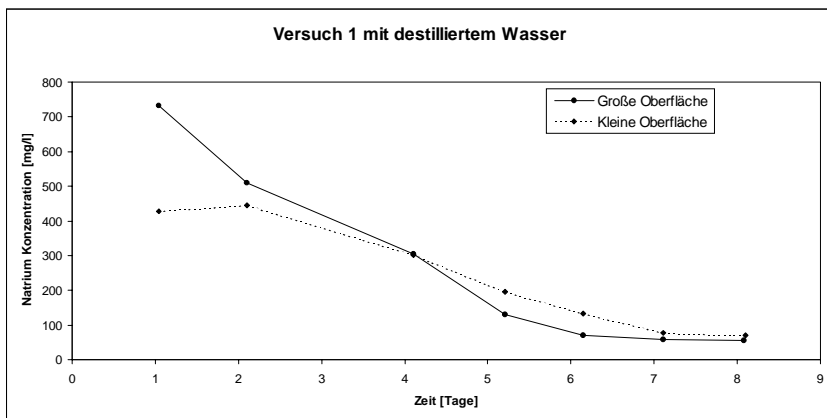


Abb. 4.20: Standzylinderversuche mit 10 l destilliertem Wasser

Im Vergleich der einzelnen Ergebnisse wird deutlich, daß unmittelbar nach Versuchsbeginn ein Maximum an Natrium-Ionen in das umgebende Wasser abgegeben wird. Bei den kompletten Weichgelkörpern liegt die gemessene Konzentration bei 300 mg/l, bei den Körpern mit großer Oberfläche ist sie ca. doppelt so hoch und liegt bei 600 mg/l. Die Versuche mit destilliertem Wasser zeigen bis zum 5. Versuchstag ausnahmslos eine höhere Abgabe sowohl bei der kleinen als auch bei der großen Weichgeloberfläche.

Ab etwa dem 6. Versuchstag zeigen sämtliche Versuche den gleichen Konzentrationsverlauf. Die größere Oberfläche scheint ab jetzt keinen Einfluß mehr auf die Natriumemission auszuüben, die Kurven verlaufen größtenteils deckungsgleich.

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

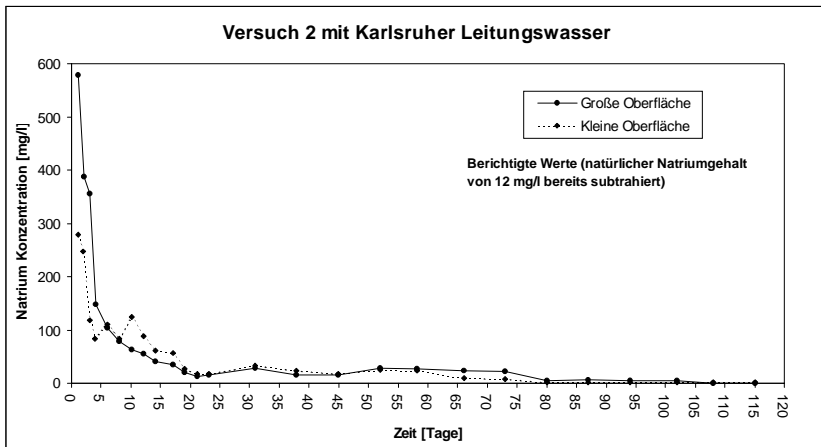


Abb. 4.21: Standzylinderversuche mit 10 l Karlsruher Leitungswasser

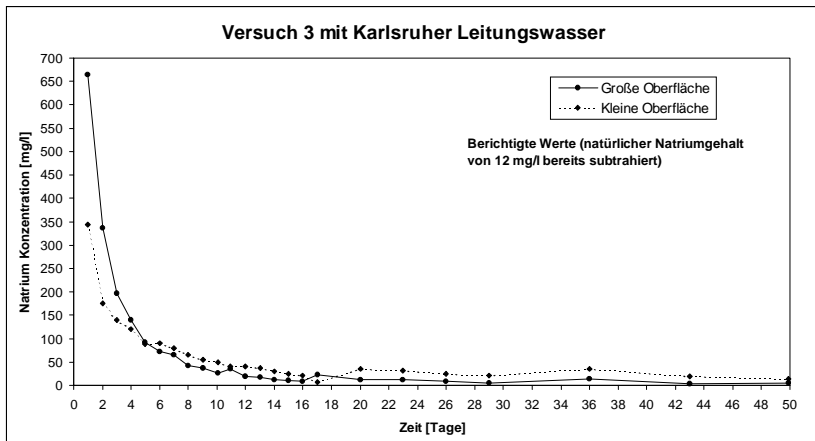


Abb. 4.22: Parallelversuche ebenfalls mit 10 l Karlsruher Leitungswasser

Der Natriumaustrag beträgt bei allen Versuchen, auch bei denen mit destilliertem Wasser, am 6. Tag ca. 100 mg/l.

Bis etwa zum 20. Versuchstag fallen die Konzentrationen weiter kontinuierlich auf ca. 30 mg/l ab. Danach verflachen die Konzentrationskurven noch weiter, bis schließlich ab dem 100. Tag kein nennenswerter Natriumaustrag mehr feststellbar ist.

Durch die Standzylinderversuche wurde deutlich, daß der Hauptanteil des Natriums während der Injektion und in den unmittelbar folgenden 5 Tagen durch das Weichgel freigesetzt wird. Dieser Anteil besteht hauptsächlich aus noch nicht gelierten Weichgelmassen, die durch Verdünnung weiter flüssig bleiben und mit dem umgebenden Wasser verfrachtet werden. Nach diesem initialen Natriumaustrag reduziert sich dieser sehr schnell auf Konzentrationen von ca. 100 mg/l, nach etwa 20 Tagen auf ca. 30 mg/l. Das nun folgende sehr langsame Freisetzen der Natrium-Ionen beruht auf dem Natriumanteil, der durch die Gelbildung stöchiometrisch frei wurde und sich nun diffusiv aus dem Weichgelinneren an die Oberfläche bewegt. Die Oberfläche des Weichgels, an der in den ersten Tagen die größten Freisetzungsreaktionen stattfanden, verliert zunehmend an Bedeutung. Die Länge des Zeitraumes, in der ein diffusiver Austrag stattfindet, wird nur noch von dem Volumen des Weichgelkörpers und damit von der Weichgelmenge bestimmt. Dieser diffusive Austrag konnte bei den hier verwendeten Volumen von 1 l bis etwa 120 Tage nach Gelbildung nachgewiesen werden.

Die während der Standzylinderversuche gemessenen pH-Werte zeigt die folgende Abb. 4.23:

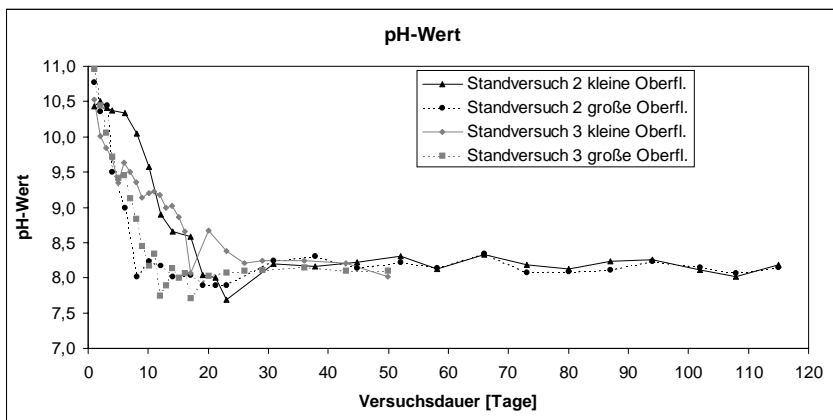


Abb. 4.23: Gemessene pH-Werte aus den durchgeführten Standzylinderversuchen mit Karlsruher Leitungswasser

Die ermittelten pH-Werte entsprechen in ihrem zeitlichen Verlauf qualitativ der Natriumkonzentration und bestätigen somit das Ergebnis. Die Freisetzung der Hydroxid-Ionen geschieht durch die gleichen zeitlichen Prozesse wie beim Natrium. Auch hier ist ein initialer, großer Eintrag bis zum 5. Versuchstag zu

verzeichnen, der dann ebenfalls stark abnimmt und später durch diffusive Prozesse bestimmt wird.

Die in den Batchversuchen mit Berliner Aquifersand (Kap. 4.1.3) ermittelte pH-Wert-Abhängigkeit der Sorptionsprozesse ist somit nur bis ca. zum 20. Tag nach Injektion von Relevanz. Danach zeigen die Standzylinder durchgehend pH-Werte um 8, welches dem unbeeinflussten Wasser entspricht bzw. eine nur geringe Erhöhung darstellt.

4.4 Umströmungsversuch mit Mittelsand der Firma Weisenburg

Das Ziel dieses ersten Umströmungsversuches war die Ermittlung des zeitabhängigen Stoffeintrags aus einem Weichgelkörper in ein strömendes und damit sich ständig erneuerndes Wasser unter exakt definierten Randbedingungen. Außerdem konnte durch die Umströmungsversuche im Labor der Nahbereich eines Injektionskörpers untersucht werden, der an einer Baustelle aus bautechnischen Gründen nicht erfaßbar ist. Um zu gewährleisten, daß die Stoffausbreitung vom Sedimentmaterial möglichst wenig beeinflußt wird, wurde der Mittelsand der Firma Weisenburger ausgewählt. Dieser Sand, der zur Befüllung der Sedimentrinne diente, besitzt zum einen ein sehr geringes Sorptionspotential (s. Kap. 4.1.1), so daß die Sorption der Natrium-Ionen in diesem Modellversuch weitestgehend vernachlässigt werden konnte. Zum anderen entsprechen seine hydraulischen Kennwerte nahezu denen des Berliner Aquifersandes, so daß die dortigen hydraulischen Gegebenheiten gut nachgebildet werden konnten.

Die Abb. 4.24 gibt einen Überblick über Dimension und Aufbau des Umströmungsversuchs. In einer Acrylglasrinne mit den Ausmaßen von 133 cm x 70 cm x 40 cm wurden 300 l (107 x 70 x 40 cm) des Weisenburger Sandes eingebaut und bei Wassersättigung 24 h konsolidiert. Um einen homogenen Zustrom auf den Probekörper zu gewährleisten, wurde an beiden Enden der Rinne ein 13 cm mächtiger Kiesfilter der handelsüblichen Größe 8/16 eingebaut. Dieser Kiesfilter hatte außerdem die Aufgabe, zu verhindern, daß Teile der Sandfüllung in den Rinnenausfluß gelangten und diesen verstopften. Sämtliche verwendeten Materialien verhalten sich inert und beeinflussen daher die Versuchsergebnisse nicht. Als durchströmendes Medium diente das Karlsruher Leitungswasser.

4.4 Umströmungsversuch mit Mittelsand der Firma Weisenburg

Mit der in Abb. 4.24 schematisch dargestellten Versuchsanordnung wurden zunächst verschiedene hydraulische Tests durchgeführt, um die tatsächlichen hydraulischen Bedingungen im Untergrund der Baugrube „Ringcenter II“ im Umströmungsversuch zu reproduzieren.

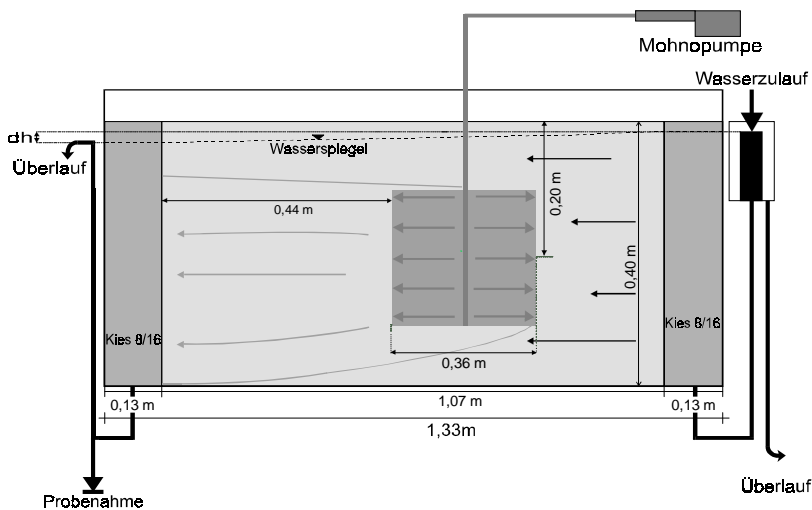


Abb. 4.24: Schematisierter Querschnitt der Versuchsrinne bei Weichgelinjektion

Zur Parameterbestimmung wurden außerdem Tracertests durchgeführt. Die daraus resultierenden Ergebnisse bzw. Kenndaten für den Umströmungsversuch sind in der folgenden Tab. 4.9 zusammengestellt.

Tab. 4.9: Liste der Kenndaten des Umströmungsversuchs mit Weisenburger Sand

Parameter	Weisenburger Sand	Kiesfilter 8/16
Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,15 \cdot 10^0$
Effektive Porosität n_e [1]	0,22	0,25
Potential Einlaß [m]	0,369	
Potential Auslaß [m]	0,361	
Gradient i [1]	0,0075	
Durchfluß Q [l/h]	1,61	
Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/d]	0,71	

Nach Festlegung der hydraulischen Kenndaten der Versuchsrinne erfolgte die Injektion des Weichgels wie in Abb. 4.24 skizziert. Das Weichgel entsprach in Rezeptur und Zusammensetzung der Ausgangsprodukte exakt dem Injektionsgut, das in der Baugrube „Ringcenter II“ verwendet wurde. Insgesamt wurde ein Volumen von 4,44 l Weichgellösung in den Sedimentkörper über eine Einpreßlanze verpreßt. Dieses entspricht einem Volumenverhältnis zwischen Weichgel und Sedimentmaterial von 1 : 67,5. Bei der vorliegenden Porosität von $n_e = 0,22$ ergibt sich somit ein Weichgelkörper von ca. 20 l in der Form eines Zylinders mit 36 cm Durchmesser und 20 cm Höhe.

Die Injektion erfolgte mittels einer Mohnopumpe über PE-Schlauchleitungen, die mit einer allseitig perforierten Einpreßlanze verbunden waren. Die Injektionsrate wurde mit 200 ml/min äußerst gering gehalten, um ein penetratives Ausbreiten des Gels im Sediment zu gewährleisten. Unerwünschtes Aufsteigen des Weichgels an die Oberfläche konnte damit erfolgreich unterbunden werden.

Der Analysenumfang des Rinnenversuchs orientierte sich an den Vorkenntnissen aus Batch- und Säulenversuchen mit Weichgel injiziertem Berliner Sand aus eigenen Vorversuchen und nach BRAUNS ET AL. (1995). Weitergehende Untersuchungen wurden von MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. (1984) und DARIMONT ET AL. (1984) durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Rinnenversuchs werden detailliert bei SCHNELL (2000) dargestellt. Im Rahmen der Fragestellung dieser Arbeit wird im Folgenden die Freisetzung des Natriums aus dem Weichgelkörper näher beleuchtet.

Die Abb. 4.25 stellt den Verlauf der Natriumkonzentration am Auslauf der Sedimentrinne dar. Darin ist ein sehr starkes Ansteigen der Konzentration innerhalb der ersten 2 Tage mit dem Erreichen einer Maximalkonzentration von 140 mg/l nach 2,3 Tagen zu erkennen. Mit leichten Schwankungen verharrt die Konzentration auf diesem Niveau bis zum 6. Versuchstag, danach zeigt sie einen ebenso starken Rückgang bis auf 40 – 50 mg/l am 8. Versuchstag. Unter leichten Schwankungen fällt die Natriumkonzentration bis zum 27. Tag weiter auf ca. 10 mg/l ab. Von diesem Zeitpunkt an bis zum Versuchsende nach 125 Tagen kommt es zu einem allmählichen Abklingen der Konzentration bis zum korrigierten Ausgangswert.

Der steile Anstieg der Konzentrationskurve verdeutlicht das schlagartige Freisetzen von Weichgelinhaltsstoffen unmittelbar während der Injektion und der

nachfolgenden Gelbildungsphase. Durch das permanente Heranströmen frischen Wassers an den Weichgelkörper wird das noch nicht vollständig gelierte Weichgel in den peripheren Bereichen verdünnt und mit der Strömung verfrachtet.

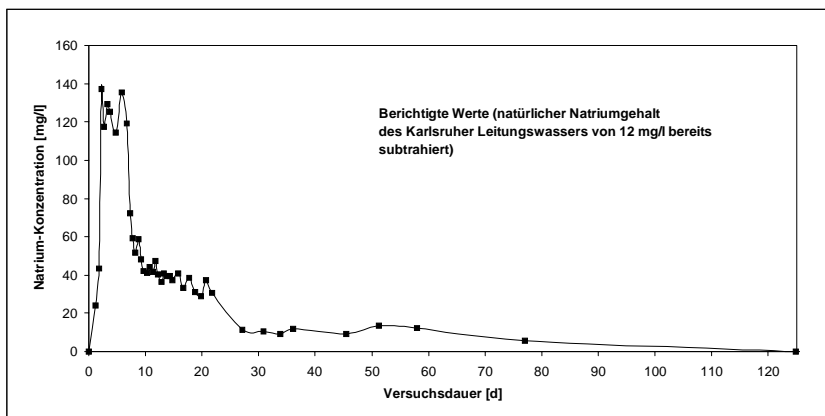


Abb. 4.25: Gemessene Natrium-Konzentrationen am Auslauf des Rinnenversuchs bei einer injizierten Weichgelmenge von 4,44 l

Sobald die Gelierung des Gels vollzogen ist, bricht die Freisetzung großer Mengen an Natrium abrupt ab. Die nun folgende langsame Freisetzung des Natriums ist die Folge der beginnenden Bildung von Synäresseflüssigkeit. Dabei wandern Teile der stöchiometrisch freigesetzten Natrium-Ionen diffusiv aus dem Weichgelinneren an die Oberfläche und werden dort mit dem vorbeiströmenden Wasser verfrachtet. Dieser Vorgang nimmt mit fortschreitender Zeit sukzessive ab, bis durch die Gelalterung das gesamte freie Natrium den Weichgelkörper verlassen hat. Das Erreichen dieses Zeitpunktes ist im wesentlichen von der Weichgelmenge aber auch von den physikalisch-chemischen Bedingungen, wie z. B. der Temperatur, und der Größe des Körpers abhängig. Der diffusive Austrag an Inhaltsstoffen ist in der Regel ein lang anhaltender Prozeß, die Auswirkungen sind aber durch die starke Verdünnung durch das heranströmende Wasser ab einem gewissen Zeitpunkt (hier 125 Tage) nicht mehr nachweisbar.

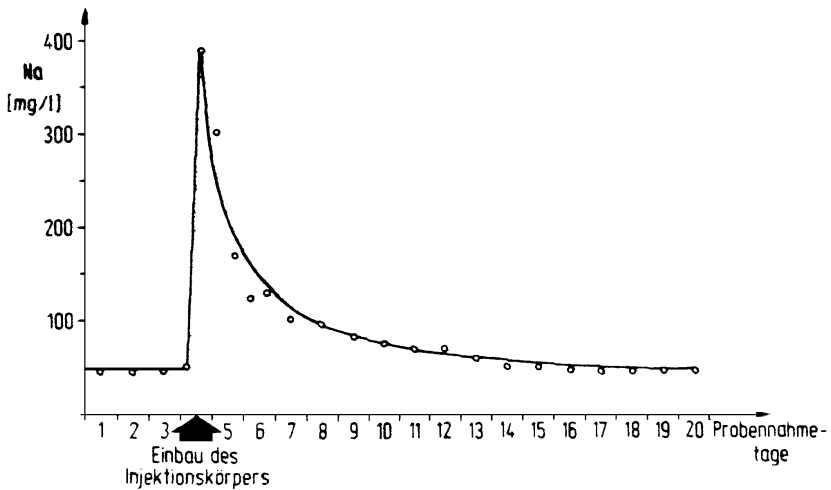


Abb. 4.26: Zeitlicher Verlauf der Natriumkonzentration während eines Umströmungsversuches (aus DARIMONT ET AL. 1984)

Zu fast identischen Ergebnissen kommen DARIMONT ET AL. (1984) bei ähnlich durchgeführten Umströmungsversuchen (Abb. 4.26). Auch sie ermittelten sehr hohe Natriumkonzentrationen unmittelbar nach der Injektion, die dann ebenfalls nach ca. 5 Tagen auf ein geringes Maß zurückgegangen sind.

4.4.1 Numerisches Grundwassermodell

Der in Abb. 4.25 dargestellte Konzentrationsverlauf repräsentiert das zeitliche Verhalten der Natriumkonzentration am Auslauf der Rinne, der sich 60 cm weiter abstromig befindet. Die dort meßbare Konzentration entspricht aber nicht der Eintragskonzentration unmittelbar am Weichgelkörper, da diese durch das umströmende Wasser verdünnt wird. Eine direkte Berechnung der Eintragskonzentration aus den gemessenen Daten ist nicht möglich, da der Anteil des anströmenden Wassers, der die Verdünnung verursacht, nicht bekannt ist. Die im Aquifer außerdem wirksame hydromechanische Dispersion als auch die dort wirkende Sorption tragen zusätzlich zu einer Ausweitung bzw. Verzögerung der Stoffausbreitung bei.

Die einzige Möglichkeit zur Bestimmung der zeitabhängigen Eintragskonzentration ist durch die numerische Grundwassermodellierung gegeben. Bei

Kenntnis sämtlicher hydraulischer Parameter des Fließsystems läßt sich über eine inverse Modellrechnung die Eintragskonzentration ermitteln. Im Fall der inversen Berechnung wird solange die zeitliche Eintragskonzentration aus dem Weichgelkörper verändert, bis die daraus resultierende Austragskonzentration am Rinnenauslaß mit der gemessenen übereinstimmt.

Zu diesem Zweck wurde von dem Umströmungsversuch ein dreidimensionales Strömungsmodell erstellt, das nach entsprechender Kalibrierung als Basis für das Stofftransportmodell diene.

Als Modellsoftware diene das in Kap. 2.3 bereits vorgestellte Programm FEFLOW[®]. Der Aufbau des Modells entspricht exakt den Ausmaßen der Sedimentrinne. Als Randbedingungen wurden an den Seiten des Einlasses und Auslasses Festpotentiale mit den entsprechenden konstanten Rinnenpotentialen gewählt. Die seitlichen Begrenzungen wurden als undurchlässige Ränder (No-Flow-Boundaries) nachgebildet.

Vertikal wurde das Modell in 12 Layer unterteilt, so daß eine genaue Nachbildung des Injektionskörpers im Sediment möglich war. Als hydraulische Kennwerte wurden die bereits in Vorversuchen ermittelten Parameter (Tab. 4.9) in das Modell implementiert. Zusätzlich wurde eine Dispersivität von $\alpha_l = 0,02 \text{ m}$ ($= 1/20$ der Fließstrecke), $\alpha_t = 0,002 \text{ m}$ und die in Kap. 4.1.1 bestimmte Sorption für den Weisenburger Sand ($K_d = 0,0002 \text{ l/g}$) mit berücksichtigt.

Diskretisiert wurde das Modellgebiet durch ca. 7.000 Finite-Elemente-Zellen, welches einer Größe von ca. $1,3 \text{ cm}^2$ je Zelle entspricht.

4.4.2 Rechenläufe und Modellergebnisse

Die ersten Rechenläufe dienten der Nachbildung des Strömungsfeldes in der Sedimentrinne, wobei das Modell anhand der Durchflußmenge von $Q = 1,61 \text{ l/h}$ kalibriert wurde.

Die nachfolgende Abb. 4.27 zeigt einen Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers ($z = 20 \text{ cm}$). Dargestellt sind Bahnlinien, die das Strömungsverhalten der Wasserteilchen nachbildeten. Deutlich ist das Umströmen des undurchlässigen Injektionskörpers und das gebündelte Abfließen durch den Rinnenauslaß zu erkennen.

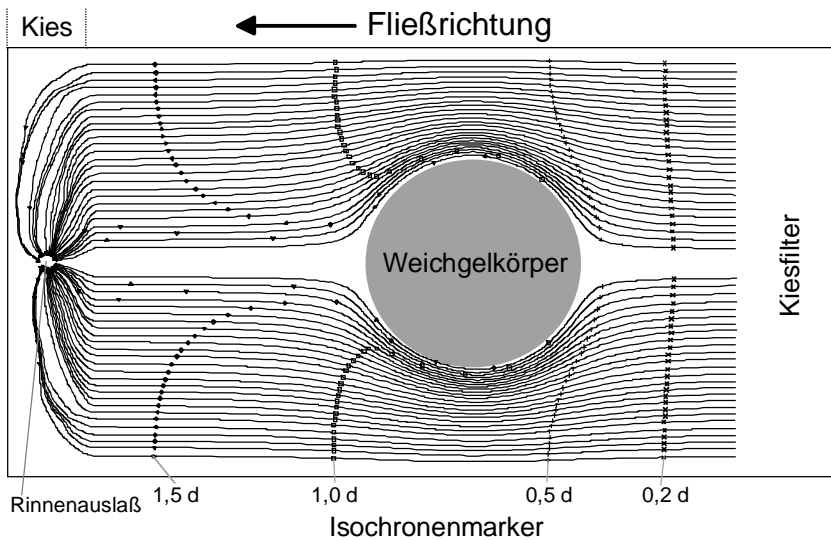


Abb. 4.27: Zweidimensionale Darstellung des Fließfeldes in der Seditrinne (parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 20 \text{ cm}$)

Nach Kalibrierung des Strömungsmodells wurde auf dieses aufbauend ein Stofftransportmodell implementiert. In den nun folgenden Rechenläufen wurde der zeitabhängige Natriumeintrag aus dem Injektionskörper solange verändert, bis das errechnete Ergebnis des Austrages am Rinnenauslaß mit dem gemessenen übereinstimmt. Das Ergebnis dieser Anpassung nach 16 Rechenläufen für den gesamten Zeitraum von 125 Tagen ist in Abb. 4.28 dargestellt.

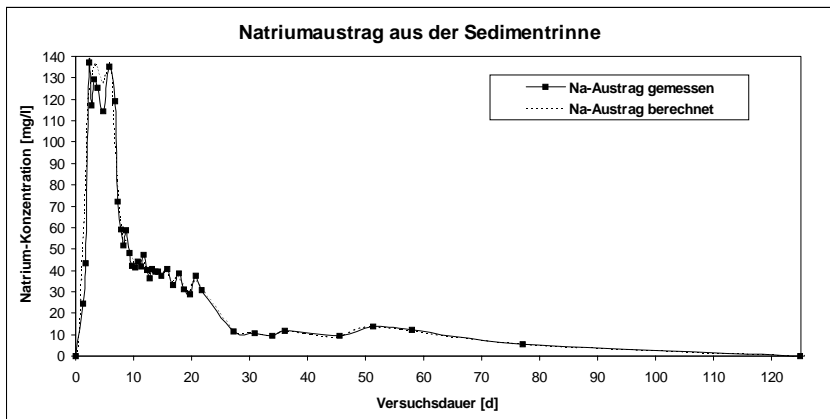


Abb. 4.28: Berechneter und gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß

Der Abb. 4.28 ist zu entnehmen, daß die berechneten Werte den gemessenen Natriumaustrag sehr gut nachbilden.

Zur Veranschaulichung der Stoffausbreitung mit der Zeit ist die Natriumkonzentration in den folgenden drei Abbildungen in Form von Isolinien dargestellt.

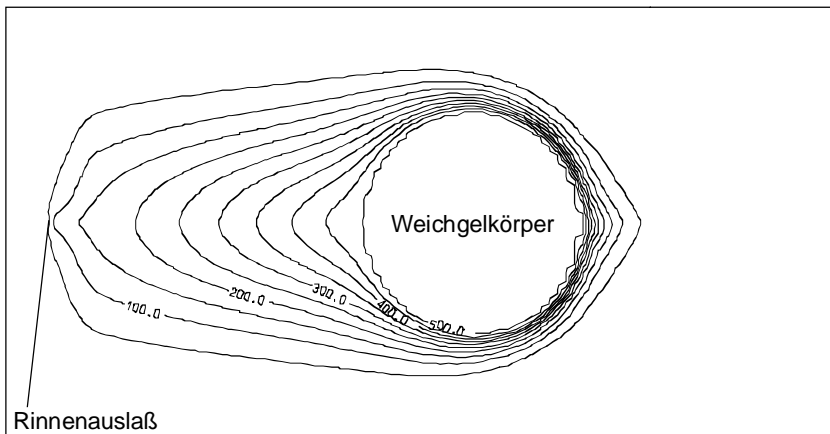


Abb. 4.29: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 5 Tagen

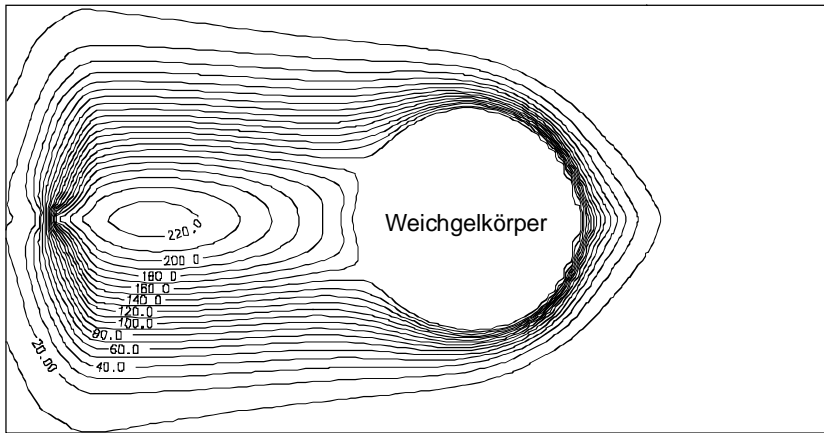


Abb. 4.30: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 10 Tagen

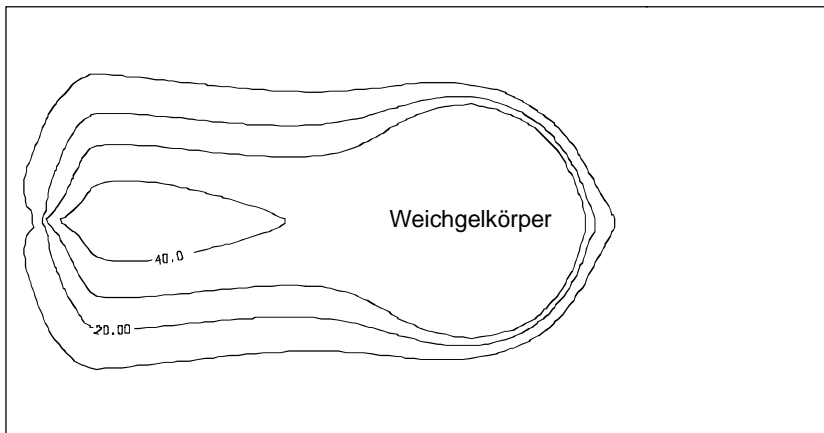


Abb. 4.31: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 30 Tagen

Dargestellt sind wiederum Schnitte parallel zur x-y-Ebene auf Höhe des Weichgelkörpers ($z = 20$ cm). Die Abbildungen verdeutlichen die hohe Natriumabgabe von ca. 500 mg/l in den ersten 5 Tagen (Abb. 4.29). Danach kommt es zu einer starken Reduzierung des Eintrags auf Konzentrationen um 150 mg/l bis zum 7. Versuchstag.

Die Abb. 4.30 zeigt die Konzentrationsverhältnisse am 10. Tag. Deutlich ist hier ein Konzentrationsmaximum von ca. 220 mg/l zu erkennen, das sich bereits von der Eintragsquelle getrennt hat und in kürze den Auslauf der Rinne erreicht. Dieser Peak stammt aus der Zeit der höchsten Natriumabgabe durch das Weichgel, während zum hier betrachteten Zeitpunkt nur noch eine Konzentration von ca. 150 mg/l zu beobachten ist.

In Abb. 4.31 wird die Konzentrationsverteilung nach 30 Tagen dargestellt. Zu diesem Zeitpunkt kommt es, wie eingangs beschrieben, nur noch zu einem diffusen Natriumeintrag aus dem Weichgelkörper heraus. Die Natriumabgabe beträgt jetzt nur noch ca. 30 – 40 mg/l.

Der invers modellierte zeitliche Verlauf des Natriumeintrags durch das Weichgel ist in der Abb. 4.32 graphisch beschrieben.

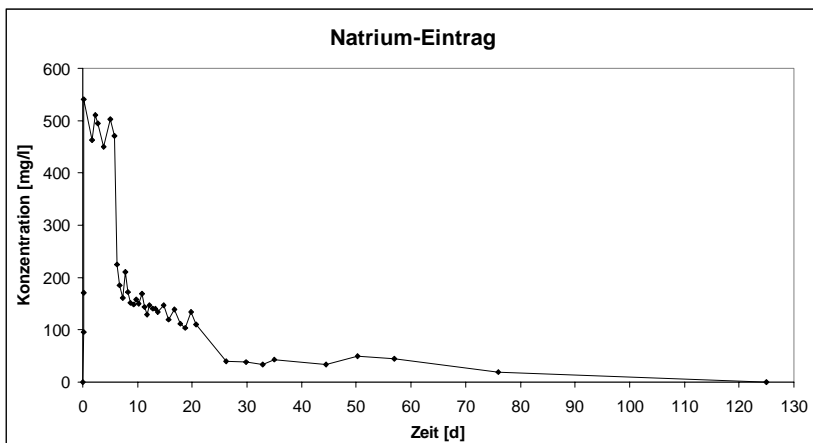


Abb. 4.32: Invers berechneter Natriumeintrag durch das Weichgel [mg/l] mit einem Volumen von $V = 4,4 \text{ l}$

Der Verlauf der Konzentrationskurve entspricht in seiner Form annähernd der gemessenen Austragskurve. Durch die hydromechanische Dispersion, die Verweilzeit und die Sorption im Sediment ist die Austragskurve allerdings zeitlich verschoben und in den absoluten Konzentrationsbeträgen deutlich reduziert. Die Verringerung der gemessenen Konzentration ist aber überwiegend den Verdünnungsprozessen zuzuschreiben.

4.5 Umströmungsversuch mit Berliner Aquifersand

In einem zweiten Umströmungsversuch wurde der Aquifersand aus der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ in dieselbe Sedimentrinne eingebaut. Mit diesem Versuchsaufbau sollten die physikalischen und chemischen Bedingungen des natürlichen Berliner Aquifers bestmöglich nachgestellt werden, um Aussagen bezüglich der Wechselwirkungen zwischen Sediment und ausgetragenen Stoffen aus dem Weichgelkörper treffen zu können. Neben der Ermittlung der möglichen chemischen Reaktionspfade, Stoffbilanzen und Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Komponenten, die in der Arbeit von SCHNELL (2000) detailliert beschrieben werden, stand für diese Arbeit die Berechnung der Sorptions- und Retardationsgrößen im Vordergrund. Diese Ergebnisse sollten dann mit denen der Batchversuche (Kap. 4.1.2) verglichen und dadurch bestätigt werden, um als gesicherte Parameter in die anschließende regionale Stofftransportmodellierung der Berliner Baugrube (Kap. 5) einfließen zu können.

Der Aufbau dieses Umströmungsversuchs entspricht annähernd dem aus Kap. 4.4 und ist in Abb. 4.33 schematisch dargestellt. Da der Berliner Aquifersand aber einen höheren Feinkornanteil enthält, wurden zwei zusätzliche Filter aus den Quarzsanden WQ2 und WQ4 vor dem eigentlichen Kiesfilter 8/16 am Rinnenabfluß installiert, um ein Auswaschen der Feinpartikel zu verhindern und die Filterstabilität der Materialien zu gewährleisten.

Mit dieser Versuchsanordnung wurden zunächst wiederum Tracertests durchgeführt, um die tatsächlichen hydraulischen Bedingungen im Untergrund der Baugrube „Ringcenter II“ im Umströmungsversuch reproduzieren zu können und um die hydraulischen Parameter zu bestimmen.

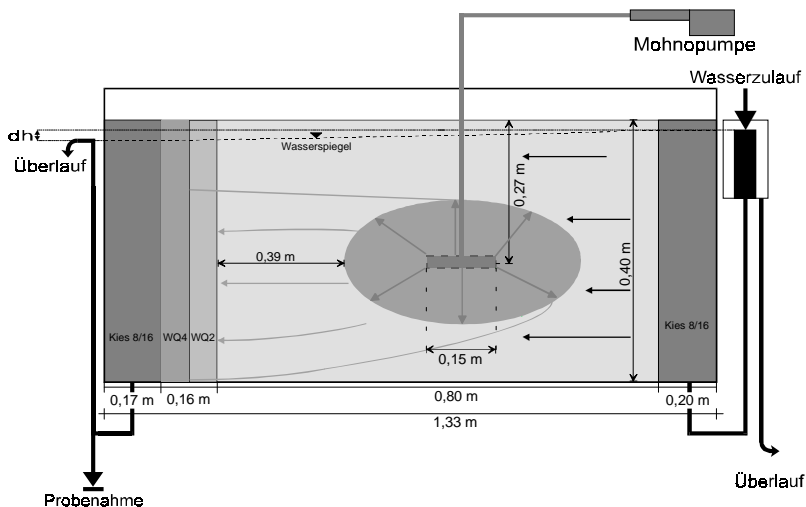


Abb. 4.33: Schematisierter Querschnitt bei Weichgelinjektion (verändert aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1997b)

Die aus diesen Tests resultierenden Ergebnisse bzw. Kenndaten für den Umströmungsversuch sind in der folgenden Tab. 4.10 zusammengestellt.

Tab. 4.10: Liste der Kenndaten des Umströmungsversuchs mit Berliner Aquifersand

Parameter	Berliner Aquifer- sand	Normsand WQ2	Normsand WQ4	Kiesfilter 8/16
Durchlässigkeitsbei- wert k_f [m/s]	$8,2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$1,15 \cdot 10^0$
Effekt. Porosität n_e [1]	0,22	0,30	0,30	0,25
Potential Einlaß [m]	0,385			
Potential Auslaß [m]	0,374			
Gradient i [1]	0,0138			
Durchfluß Q [l/h]	1,10			
Abstandsgeschwindig- keit v_a [m/d]	0,44			

Nach Festlegung der hydraulischen Kenndaten der Versuchsrinne erfolgte die Injektion des Weichgels wie in Abb. 4.33 skizziert analog zum vorher beschriebenen Umströmungsversuch. Bei gleicher Rezeptur wurde hier allerdings nur eine Weichgelmenge von 2,1 l verpreßt, welches einem Volumenverhältnis zwischen Weichgel und Sedimentmaterial von 1 : 120 entspricht.

Bei der vorliegenden Porosität von $n_e = 0,22$ ergibt sich idealisiert somit ein Weichgelkörper von ca. 9,5 l in der Form eines Ellipsoids mit 18 cm Durchmesser und 38 cm Länge (vgl. Abb. 4.33).

Wie auch im vorangegangenen Versuch mit dem Weisenburger Sand wurden am Rinnenauslaß täglich Proben entnommen und auf die maßgeblichen physikalischen und chemischen Parameter untersucht (SCHNELL 2000). Für die Modellrechnungen und 'worst-case-Betrachtungen' ist aber, wie schon vorher beschrieben, primär das Verhalten der Natriumkonzentration von Interesse. Der zeitliche Verlauf der gemessenen Natriumkonzentration am Rinnenauslauf ist in Abb. 4.34 dargestellt.

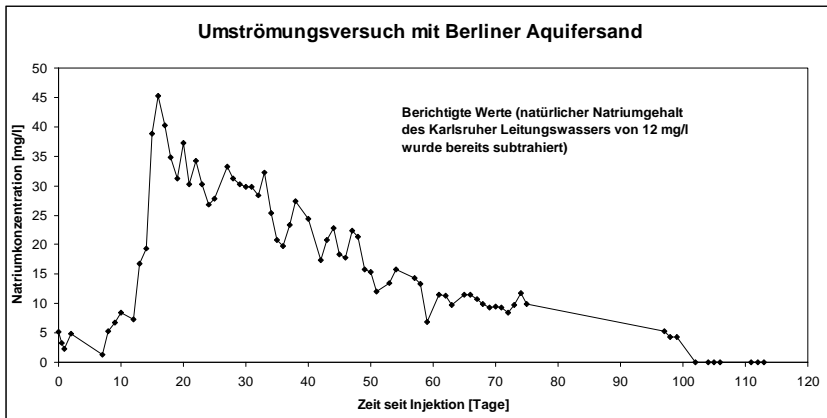


Abb. 4.34: Gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß in mg/l

Der Konzentrationsverlauf zeigt ca. 12 Tage nach Injektion einen starken Anstieg, der mit ca. 45 mg/l am 16. Tag sein Maximum erreicht. Anschließend erfolgt ein langsamer Rückgang der Natriumkonzentration auf ca. 10 mg/l am 60. Versuchstag, ab etwa dem 105. Tag nach Injektion ist ein Natriumaustrag am Rinnenauslaß nicht mehr meßbar.

Im Vergleich zu der Konzentrationskurve des vorangegangenen Strömungsversuches (Abb. 4.25) weist die hier ermittelte Kurve einen erheblich ausgeglicheneren Verlauf auf. Insbesondere wird dieses am Konzentrationsmaximum deutlich, welches nicht mehr um ein vielfaches des nachfolgenden Tailings erhöht ist. Die Ursache hierfür ist in den Sorptionsprozessen zu suchen, die eine verzögernde und ausgleichende Wirkung auf den Konzentrationsverlauf haben (s. Kap. 2.2.2).

Betrachtet man die ermittelte Abstandsgeschwindigkeit in der Sedimentrinne von $v_a = 0,44$ m/d (Tab. 4.10) und die Fließstrecke von der Weichgelkörpermitte bis zum Filter von $L = 0,60$ m, so ergibt sich daraus theoretisch eine Fließzeit von $t = 1,36$ Tagen für ein Wasserteilchen, welches nicht durch Sorptionsprozesse zurückgehalten wird. Da der Natrium-Konzentrationspeak aber erst bei 16 Tagen den Auslaß erreicht, errechnet sich daraus die Retardation des Natriums wie folgt:

$$R_d = \frac{t_{Na}}{t_w} = \frac{16 \text{ Tage}}{1,36 \text{ Tage}} = 11,8 \quad (4.3)$$

mit: R_d = Retardation [1]
 t_{Na} = Verweilzeit des Natriums [d]
 t_w = Verweilzeit des Wasserteilchens [d]

Aus dieser Retardation und einer Trockendichte des Sediments von $\rho_d = 1,79$ g/cm³ errechnet sich nach Formel 2.12 ein linearer Sorptionskoeffizient von $K_d = 0,0013$ l/g.

Vergleicht man dieses Ergebnis mit den Resultaten der Batchversuche mit Berliner Aquifersand (Kap. 4.1.2), so ergibt sich eine gute Übereinstimmung beider Ergebnisse. Die Batchversuche ergaben unter alkalischen Bedingungen (pH = 11) eine Retardation von $R_d = 15$, bei neutralen Verhältnissen (pH = 7) eine Retardation von $R_d = 7$. Der graphischen Darstellung des pH-Wert-Verlaufs (Abb. 4.23) ist zu entnehmen, daß bis ca. zum 20. Versuchstag stark alkalische Bedingungen im Umfeld des Weichgelkörpers vorliegen. Somit muß auch bis zum Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums am 16. Tag der alkalische Retardationsfaktor als Vergleichswert betrachtet werden.

4.5.1 Numerisches Grundwassermodell

Ein numerisches Strömungs- und Stofftransportmodell soll auch diesen Rinnenversuch unter den hier herrschenden Bedingungen nachbilden. Insbesondere soll hierdurch noch einmal das jetzt bestätigte starke Sorptionspotential des Berliner Aquifersandes validiert werden. Zusätzlich wird durch eine inverse Modellrechnung analog zur Modellierung mit dem Weisenburger Sand (Kap. 4.4.1) wiederum der zeitliche Verlauf des Natriumeintrags durch den Weichkörper bestimmt.

Hierzu wurde mit dem Programm FEFLOW® ein dreidimensionales Modell mit den exakten Ausmaßen der Sedimentrinne erstellt. Der Ein- und Auslaß wurde durch zwei Festpotentiale, die seitlichen Rinnenbegrenzungen durch undurchlässige Modellränder nachgebildet.

Vertikal ist das Modell in 8 Layer unterteilt, so daß eine genaue Nachbildung des Injektionskörpers im Sediment möglich war. Als hydraulische Kennwerte wurden die bereits in Vorversuchen ermittelten Parameter (Tab. 4.10) in das Modell implementiert. Zusätzlich wurde eine Dispersivität von $\alpha_l = 0,02 \text{ m}$ (= $1/20$ der Fließstrecke) mit berücksichtigt.

Die durch die Batchversuche in Kap. 4.1.2 bestimmte und durch diesen Umströmungsversuch bestätigte Sorption für den Berliner Aquifersand von $K_d = 0,0012 \text{ l/g}$ wird ebenfalls in das Transportmodell implementiert.

Die Diskretisierung des Modellgebietes erfolgte durch ca. 7.000 Finite-Elemente-Zellen, welches einer Größe von ca. $1,3 \text{ cm}^2$ je Zelle entspricht.

4.5.2 Rechenläufe und Modellergebnisse

In den ersten Rechenläufen wurde das Strömungsfeld in der Sedimentrinne nachgebildet und das Strömungsmodell anhand des Durchflusses von $Q = 1,10 \text{ l/h}$ kalibriert. Das daraus resultierende Strömungsbild gleicht annähernd dem in Abb. 4.27 dargestellten Strömungsverhalten. Auch hier findet ein Umströmen des undurchlässigen Injektionskörpers und ein gebündeltes Abfließen durch den Rinnenauslaß statt.

Nach der Kalibrierung des Strömungsmodells wurde wie schon in Kap. 4.4.2 beschrieben auf dieses ein Stofftransportmodell aufgesetzt. Dabei wurde in

dem nun folgenden Rechenlauf exakt der zeitabhängige Natriumeintrag durch das Weichgel implementiert, der in dem vorangegangenen Umströmungsversuch invers berechnet wurde (Abb. 4.32).

Das Ergebnis dieser Modellrechnung für den gesamten Zeitraum von 120 Tagen ist in der nachfolgenden Abb. 4.35 dargestellt.

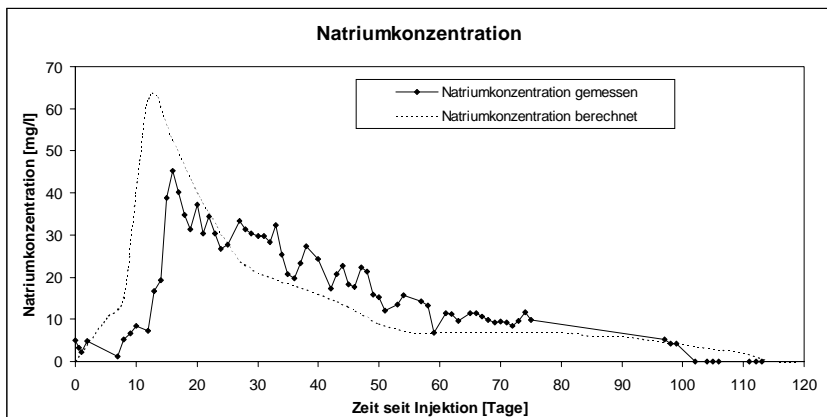


Abb. 4.35: Berechneter und gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß

Die graphische Darstellung des berechneten Konzentrationsverlaufs zeigt keine exakte, aber dennoch im Trend eine vergleichbare Nachbildung der gemessenen Konzentrationen. Mit dem eingesetzten Sorptionskoeffizienten von $K_d = 0,0012$ l/g errechnet das Transportmodell ein Konzentrationsmaximum von ca. 62 mg/l am 13. Tag nach Injektion. Damit erreicht das Natriummaximum 3 Tage vor dem gemessenen den Rinnenauslaß. Außerdem liegt die berechnete Konzentration dieses Peaks mit ca. 60 mg/l um 15 mg/l über dem gemessenen Wert.

Aus dem Zeitpunkt des berechneten Maximums läßt sich schließen, daß die Größe des Sorptionskoeffizienten geringfügig größer sein muß, als für die Modellierung angenommen. Vergrößert man den Koeffizienten, so würde sich der Ersteinsatz des Natriums verzögern und die berechnete Natriumkonzentration des Maximums würde etwas geringer ausfallen. Hier muß berücksichtigt werden, daß für den Natriumeintrag aus dem Weichgel der im vorhergehenden Umströmungsversuch invers berechnete Zeit-Konzentrationsverlauf (Abb. 4.32) herangezogen wurde. Dieser Eintrag basiert auf einer Weichgelmenge von 4,4 l. In diesem zweiten Versuch wurden jedoch nur 2,1 l Weichgel inji-

ziert, so daß aus der Berechnung zwangsläufig höhere Konzentrationen resultieren müssen.

Betrachtet man nun das Tailing beider Kurven, so werden hier die gemessenen Konzentrationen recht gut durch die berechneten wiedergegeben, zum Teil liegen diese sogar unterhalb der gemessenen. Für diesen Bereich sind die Eintragskonzentrationen folglich nicht zu hoch.

Die Ergebnisse dieses Umströmungsversuches als auch der Modellrechnungen verdeutlichen, daß die Sorption des Berliner Aquifersandes primär auf die hohen Anfangskonzentrationen einwirkt und die Konzentrationsspitze deutlich herabsetzt. Der nachfolgende, langanhaltende diffusive Eintrag an Natrium-Ionen wird hingegen erheblich geringer reduziert.

Für den Natriumeintrag aus dem Weichgel läßt sich ableiten, daß eine größere injizierte Weichgelmenge nur zu Anfang eine höhere Natriummenge freisetzt. Dieses ist mit der größeren Oberfläche zu erklären, an der vor dem Zeitpunkt der Gelierung eine größere Menge Weichgel verdünnt und abtransportiert wird.

Eine inverse Berechnung des Natriumeintrags, bei der das berechnete Konzentrationsmaximum an das gemessene angepaßt wurde, ergab für die hier eingesetzte Weichgelmenge von 2,1 l eine maximale Eintragskonzentration von ca. 400 mg/l. Im Versuch mit 4,4 l Weichgel wurden ca. 500 mg/l errechnet (vgl. Abb. 4.32).

Nach der Verfestigung des Gels hingegen setzt die in den Versuchen verwendete Menge von 4,4 l Weichgel nicht meßbar mehr Natrium-Ionen frei, als die 2,1 l Weichgel im zweiten Umströmungsversuch. Dieses liegt an dem nur noch geringen diffusiven Eintrag, welcher zwar auch oberflächenabhängig ist, aber durch die relativ geringen Unterschiede in den freigesetzten Mengen und die anschließende starke Verdünnung nicht ins Gewicht fällt.

4.6 Umströmungsversuch in einer großdimensionierten Sedimentrinne

Neben den bereits beschriebenen Umströmungsversuchen, die die Stoffausbreitung und Wechselwirkungen mit dem jeweiligen Sediment im unmittelbaren Nahbereich des Weichgelkörpers demonstrieren, konnte zusätzlich ein

großskaliger Versuch in einer Versuchsrinne größeren Ausmaßes durchgeführt werden. Dadurch war es möglich, erheblich größere Mengen an Sedimentmaterial und Weichgel einzusetzen, welches dann einer beträchtlich größeren Durchflußmenge an strömendem Wasser ausgesetzt ist. Ziel dieses Versuches war wiederum die Ermittlung der zeitlichen Natriumeintragsmenge aus dem Weichgelkörper sowie eine die Übertragung der gewonnenen Ergebnisse auf die Baugrubenverhältnisse. Die gewonnene Zeit-Konzentrations-Kurve sollte dann den Einträgen der vorherigen Umströmungsversuche gegenüber gestellt werden, um die Einflüsse verschiedener Weichgelvolumina auf den Natriumeintrag zu ermitteln. Zusätzlich sollte durch diesen großskaligen Versuch der Nahbereich des Weichgelkörpers in realen Maßstäben nachgebildet und untersucht werden. Die chemischen Wechselwirkungen und deren räumliche Abhängigkeiten zwischen den eingetragenen Stoffen aus dem Weichgel und dem Sediment werden in der Arbeit von SCHNELL (2000) behandelt.

Über die Dimensionen der Versuchsrinne geben die Abb. 4.36 und Abb. 4.37 einen Überblick. In einer Acrylglasrinne mit den Ausmaßen von 600 cm x 200 cm x 150 cm wurden 13,8 m³ (600 x 200 x 115 cm) des Mittelsandes der Firma Weisenburger eingebaut und bei Wassersättigung 3 Monate konsolidiert. Um einen homogenen Zustrom auf den Probekörper zu gewährleisten, wurde an beiden Enden der Rinne ein 30 cm mächtiger Kiesfilter der handelsüblichen Größe 16/32, an der Rinnenauslaßseite zusätzlich zwei Lagen der Normsande WQ4 und WQ2, eingebaut. Diese Sand- und Kiesfilter hatten außerdem zur Aufgabe, die Verfrachtung von Feinanteilen der Sandfüllung in den Rinnenauslaß zu verhindern. Auch die in dieser Rinne verwendeten Materialien verhalten sich inert und beeinflussen daher die Versuchsergebnisse nicht.

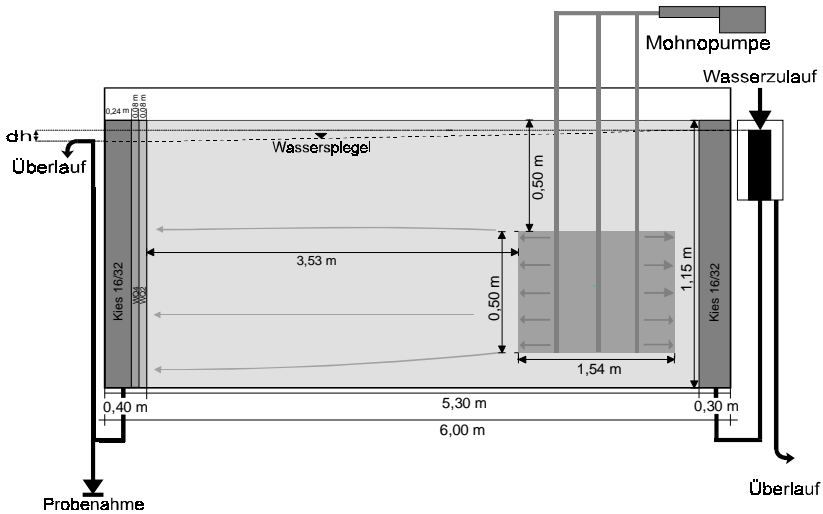


Abb. 4.36: Schematisierter Querschnitt der Versuchsrinne bei Weichgelinektion



Abb. 4.37: Photo der großdimensionierten Versuchsanlage (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999)

Nach der Konsolidierung und vollständigen Entlüftung des Sediments wurde die Hydraulik in der Rinne den Gegebenheiten des Berliner Aquifers an der

Baugrube „Ringcenter II“ angepaßt und es wurden diverse hydraulische Tests durchgeführt. Die aus diesen Tests resultierenden Ergebnisse bzw. Kenndaten für den Umströmungsversuch sind in der folgenden Tab. 4.11 zusammengestellt.

Tab. 4.11: Auflistung der Kenndaten des großdimensionierten Umströmungsversuchs mit Weisenburger Sand

Parameter	Weisenburger Sand	Normsand WQ2	Normsand WQ4	Kiesfilter 16/32
Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^0$
Effekt. Porosität n_e [1]	0,22	0,30	0,30	0,25
Potential Einlaß [m]	1,014			
Potential Auslaß [m]	1,000			
Gradient i [1]	0,003			
Durchfluß Q [l/d]	105			
Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/d]	0,24			

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse des Weisenburger Sandes sind in Abb. 4.1 dargestellt.

Nach Ermittlung und anschließender Festlegung der hydraulischen Kenndaten der Versuchsrinne erfolgte die Injektion des Weichgels über 7 Injektionslanzen, wie in Abb. 4.36 skizziert. Das Weichgel entsprach in Rezeptur und Zusammensetzung der Ausgangsprodukte dem Injektionsgut, das in der Baugrube „Ringcenter II“ verwendet wurde. Je Injektionslanze wurde ein Volumen von 25 l Weichgellösung verpreßt. 6 der Injektionspunkte wurden dabei kreisförmig angeordnet, so daß sich die ausbildenden Zylinderkörper jeweils am Rande überlappen (Abb. 4.38). In dem zentralen Innenraum erfolgte dann die letzte Injektion, so daß alle Zwischenräume verschlossen wurden und ein großer zylinderförmiger Weichgelkörper mit einem Durchmesser von 1,54 m und einer Höhe von 0,5 m entstand.

Insgesamt wurde ein Volumen von 175 l Weichgellösung in den Sedimentkörper verpreßt. Dieses entspricht einem Volumenverhältnis zwischen Weichgel und Sedimentmaterial von 1 : 79.

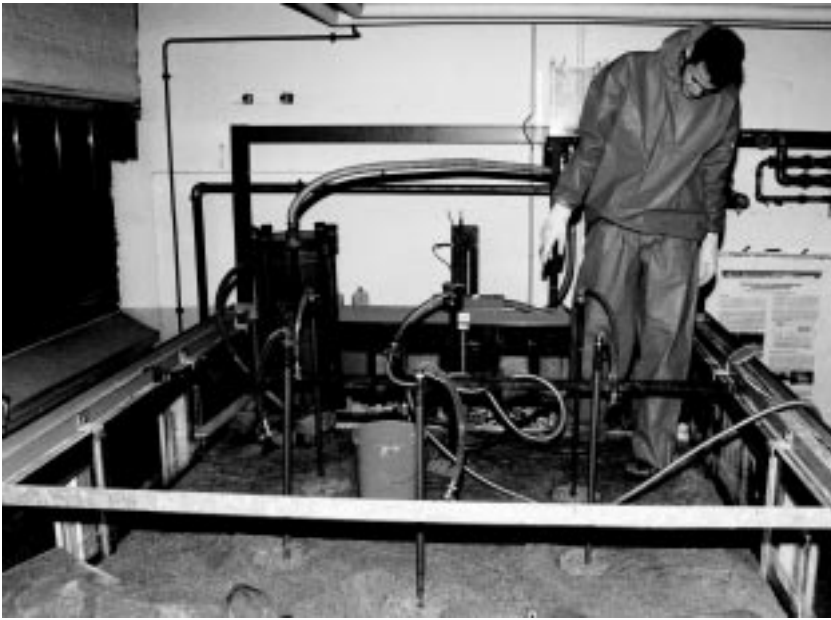


Abb. 4.38: Photo der Weichgelinjektion. In Vordergrund sind die 6 ringförmig angeordneten Injektionslanzen zu erkennen.

Die Injektion erfolgte, wie bei allen Umströmungsversuchen, mittels einer Mohnopumpe über PE-Schlauchleitungen, die mit einer allseitig perforierten Einpreßlanze verbunden waren. Die Injektionsrate betrug 200 ml/min.

Analog zu den vorher durchgeführten Rinnenversuchen erfolgte auch hier eine tägliche Probenahme und ein umfangreiches Analyseprogramm im Labor. Die detaillierte Darstellung aller chemischen Analysen findet sich in SCHNELL (2000).

Die Ergebnisse des im Rahmen dieser Arbeit ermittelten zeitlichen Konzentrationsaustrages des Natriums am Rinnenauslaß zeigt die Abb. 4.39.

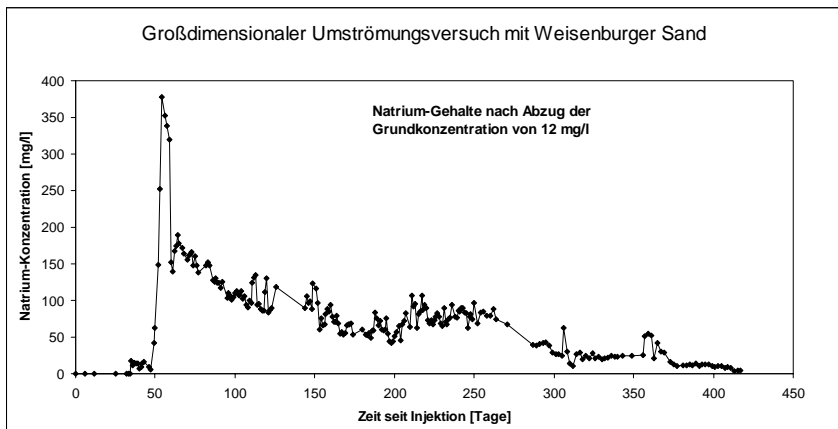


Abb. 4.39: Gemessener Natriumaustrag am Rinnenauslaß der großen Sedimentrinne

Die Kurve zeigt nach ca. 48 Tagen einen sehr plötzlichen starken Anstieg der Konzentration auf ein Maximum von ca. 380 mg/l am 54. Tag. Auf diesem Niveau von 320 bis 380 mg/l verweilt sie bis ca. zum 60. Versuchstag, um dann schlagartig wieder auf ca. 170 mg/l abzufallen. Der weitere Kurvenverlauf zeigt eine relativ geringe zeitliche Konzentrationsabnahme, so daß erst ab ca. dem 420. Versuchstag kein weiterer Natriumaustrag aus der Sedimentrinne mehr meßbar ist.

Der relative Konzentrationsverlauf dieses Umströmungsversuchs ist nahezu identisch mit den Verläufen der vorherigen Versuche. Auch hier wird wiederum das schlagartige Freisetzen von Weichgelinhaltsstoffen unmittelbar während der Injektion und in der Aushärtungsphase deutlich. Das nachfolgende langanhaltende Tailing weist auf den diffusiven Natriumeintrag in das heranströmende Wasser hin. Durch die erheblich größere Weichgelmenge dieses Versuchs ist das Tailing hier extrem lang ausgebildet, so daß noch nach mehr als einem Jahr ein Natriumaustrag meßbar war.

An dem Ergebnis des Natriumaustrages fällt auf, daß der Anstieg der Konzentration erst mit dem 48. Tag nach Injektion beginnt. Dieses steht im Widerspruch zu den vorher ermittelten hydraulischen Parametern. Bei einer Fließstrecke von 3,53 m bis zum Rinnenauslaß (Abb. 4.36) und einer Fließgeschwindigkeit $v_a = 0,24$ m/d (Tab. 4.11) sollte der Ersteinsatz bereits nach ca. 15 Tagen zu erwarten sein. Ursache hierfür ist der relativ große Weichgelkörper, der in diesem Fall ein verhältnismäßig großes Strömungshindernis in der

Sedimentrinne darstellt. Dadurch entsteht hinter dem Weichgelkörper ein Strömungsschatten mit geringeren Strömungsgeschwindigkeiten, so daß die eingetragenen Natrium-Ionen erst nach ca. 48 Tagen den Auslauf erreichen. Aufgrund dieser Beobachtungen muß folglich die anzusetzende Strömungsgeschwindigkeit abstromig des Weichgelkörpers auf $v_a = 3,53 \text{ m} / 48 \text{ d} = 0,07 \text{ m/d}$ korrigiert werden.

4.6.1 Numerisches Grundwassermodell

Durch inverse Modellrechnungen soll auch für diesen Umströmungsversuch der Natriumeintrag aus dem Weichgelkörper bestimmt werden. Dazu diente auch hier die Modellsoftware FEFLOW[®], die in Kap. 2.3 bereits vorgestellt wurde.

Der Aufbau des Modells entspricht exakt den Ausmaßen der Sedimentrinne. Als Randbedingungen wurden an den Seiten des Einlasses und Auslasses Festpotentiale mit den entsprechenden konstanten Rinnenpotentialen gewählt. Die seitlichen Begrenzungen wurden als undurchlässige Ränder (No-Flow-Boundaries) nachgebildet.

Vertikal wurde das Modell in 25 Layer unterteilt, so daß eine genaue Nachbildung des Injektionskörpers im Sediment möglich ist. Als hydraulische Kennwerte wurden die bereits in den Vorversuchen ermittelten Parameter (Tab. 4.11) in das Modell implementiert. Zusätzlich wurde eine Dispersivität von $\alpha_l = 0,17 \text{ m}$ (= 1/20 der Fließstrecke) und die in Kap. 4.1.1 bestimmte Sorption für den Weisenburger Sand ($K_d = 0,0002 \text{ l/g}$) mit berücksichtigt.

Diskretisiert wurde das Modellgebiet durch ca. 4.700 Finite-Elemente-Zellen, so daß die einzelnen Zellen eine Größe von ca. $6,0 \text{ cm}^2$ aufweisen. Insgesamt besitzt das dreidimensionale Modell damit ca. 115.000 Elemente mit ca. 60.000 Knoten.

4.6.2 Rechenläufe und Modellergebnisse

Die ersten Rechenläufe dienten der Nachbildung des Strömungsfeldes in der Sedimentrinne, wobei das Modell anhand der Durchflußmenge von $Q = 105 \text{ l/d}$ kalibriert wurde. Eine besondere Beachtung fand dabei die möglichst ex-

akte Nachbildung des oben erwähnten Strömungsschattens hinter dem Weichgelkörper.

Die nachfolgende Abbildung (Abb. 4.40) zeigt einen Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers ($z = 40$ cm). Dargestellt sind Bahnlinien, die das Strömungsverhalten der Wasserteilchen nachbilden. Deutlich ist das Umströmen des undurchlässigen Injektionskörpers und die geringere Strömungsgeschwindigkeit abstromig des Injektionskörpers zu erkennen.

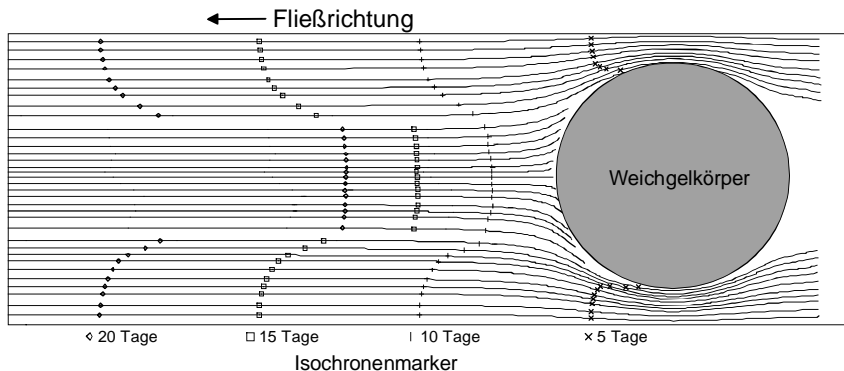


Abb. 4.40: Zweidimensionale Darstellung des Fließfeldes (Bahnlinien mit Isochronenmarker) in der Sedimentrinne (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)

Nach der Kalibrierung des Strömungsmodells dient dieses als Grundlage für die nun anschließenden Stofftransportberechnungen. Ziel ist es, durch inverse Modellrechnungen den Natriumeintrag aus dem Injektionskörper zu bestimmen.

Wie schon bei den vorangegangenen Modellierungen wurde in den nun folgenden Rechenläufen der zeitabhängige Natriumeintrag aus dem Injektionskörper solange verändert, bis das errechnete Ergebnis des Austrages am Rinnenauslaß mit dem gemessenen übereinstimmte.

Das Ergebnis dieser Anpassung nach insgesamt 18 Rechenläufen für den gesamten Zeitraum von 450 Tagen ist in der Abb. 4.41 dargestellt.

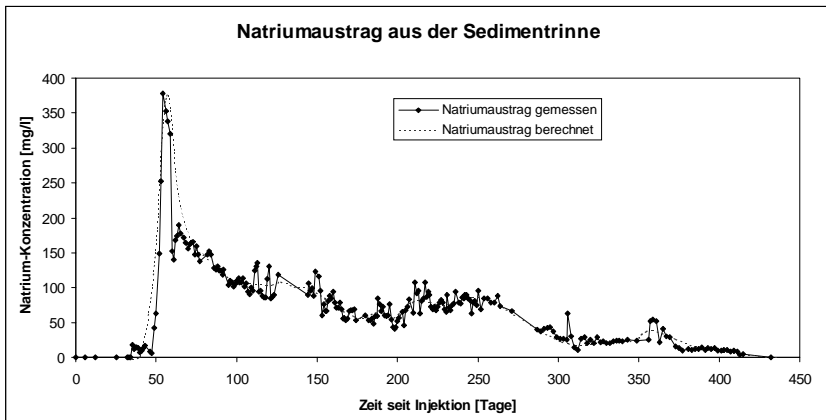


Abb. 4.41: Gemessener und berechneter Natriumaustrag am Rinnenauslaß der großen Sedimentrinne

Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den gemessenen Natriumkonzentrationen.

Zur Veranschaulichung der Stoffausbreitung pro Zeit ist die berechnete Natrium-Konzentration in den folgenden drei Abbildungen in Form von Isolinien dargestellt. In Abb. 4.42 ist die Situation 8 Tage nach Injektion dargestellt. Deutlich ist das Ablösen des Natriummaximums mit einer Konzentration von ca. 1200 mg/l vom Weichgelkörper zu erkennen, der zu diesem Zeitpunkt bereits nur noch eine Natriumlösung der Konzentration von ca. 400 mg/l abgibt. Die weiteren Abbildungen veranschaulichen das Fortschreiten des Konzentrationsmaximums, bis es ca. am 54. Tag den Rinnenauslaß erreicht (Abb. 4.44).

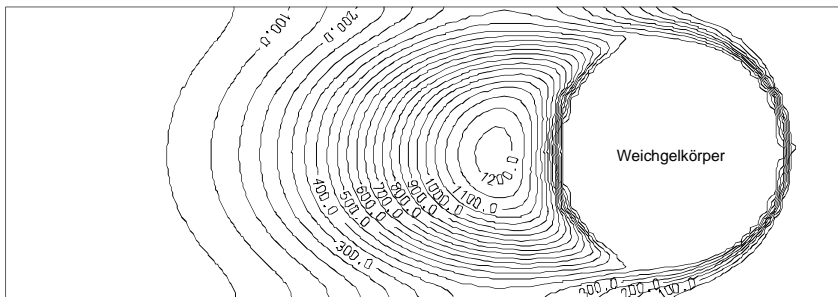


Abb. 4.42: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 8 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)

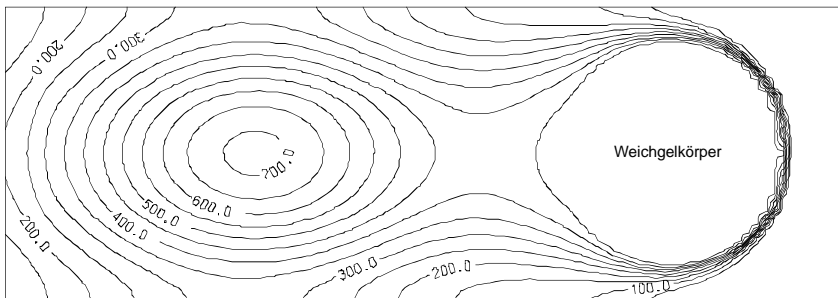


Abb. 4.43: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 35 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)

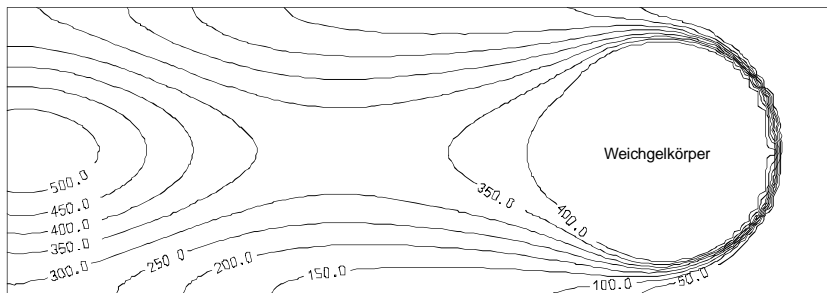


Abb. 4.44: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 52 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)

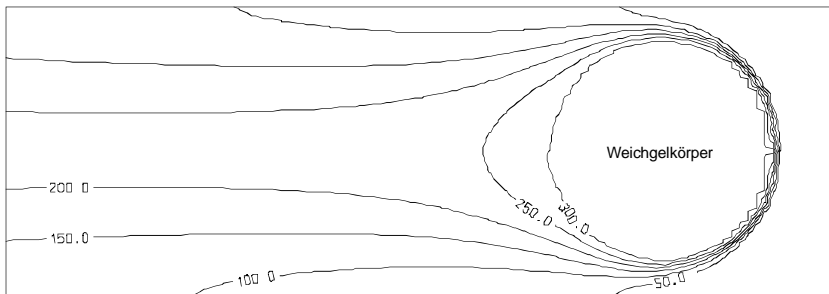


Abb. 4.45: Isoliniendarstellung der Natriumkonzentration [mg/l] nach 80 Tagen (Schnitt parallel zur x-y-Ebene in Höhe des Injektionskörpers $z = 40$ cm)

In Abb. 4.45 wird die Situation während des lang anhaltenden diffusiven Eintrages von Natrium-Ionen dargestellt. Zu dieser Zeit wird eine relativ geringe Stoffmenge frei, die bis zum ca. 370. Tag kontinuierlich weiter abnimmt.

Der berechnete Natriumeintrag aus dem Injektionskörper ist in Abb. 4.46 dargestellt. Der Verlauf der Konzentrationskurve ähnelt, wie auch schon bei den vorangegangenen Modellrechnungen, sehr stark der Austragskurve.

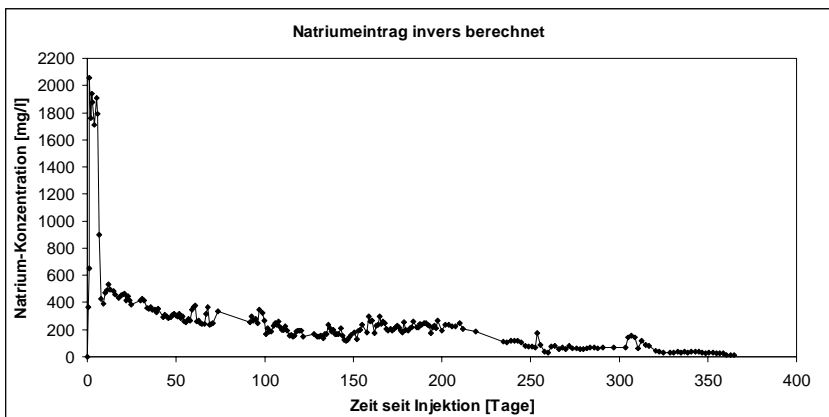


Abb. 4.46: Invers berechneter Natriumeintrag aus dem Weichgelkörper

Vergleicht man die gemessenen Werte (Abb. 4.39) mit den berechneten Einträgen, so beträgt der Unterschied der Konzentrationen im Maximum (378 zu 2057 mg/l) etwa Faktor 5. In dem anschließenden Tailing betragen die Differenzen hingegen nur noch etwa Faktor 2,8. Auch hier wird wieder deutlich,

daß sowohl durch die Sorption als auch durch die Verdünnung der initiale Stoffaustrag mit den beträchtlichen Natriumkonzentrationen im erheblichen Maße reduziert wird.

4.7 Zusammenfassung der Parameterbestimmung

Die Ermittlungen diverser sediment- und weichgelspezifischer Parameter war für die im nachfolgenden Kapitel 5 dargestellten regionalen Modellrechnungen der hydraulischen Verhältnisse im Bereich der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ als auch der Stoffausbreitung aus der Weichgelinjektionssohle im Vorfeld notwendig.

Bei den unbekannten sedimentspezifischen Größen handelte es sich um die Sorptionskapazitäten der einzelnen in Berlin relevanten Sedimenteinheiten. Diese konnten sowohl für den eigentlichen Hauptaquifer als auch für den z. T. hangenden schluffigen Feinsand mit hinreichender Genauigkeit durch verschiedenkalige Laboruntersuchungen und Modellrechnungen ermittelt werden. Die Ergebnisse der Batchversuche wurden durch die Tonmineralanalysen sowie durch die Modellrechnungen bestätigt.

Bei den weichgelspezifischen Parametern war insbesondere der zeitliche und räumliche Verlauf der Natriumfreisetzung in das umgebende, strömende Wasser sowie die Ermittlung der Konzentrationsbeträge von großer Wichtigkeit. Aus den Standzylinderversuchen und den Umströmungsversuchen wurde deutlich, daß es sich bei dem Stoffeintrag um zwei unabhängige, von einander zu trennende Prozesse handelt. Der initiale Eintrag, bei dem schlagartig sehr hohe Konzentrationen sowohl an Natrium- als auch an Hydroxid-Ionen frei werden, beruht allein auf dem Injektionsvorgang selbst. Während und unmittelbar nach der Injektion wird die noch nicht gelierte Weichgelflüssigkeit in den peripheren Bereichen des Injektionskörpers durch das ständig neu heranströmende (Grund-)Wasser verdünnt und fortgespült.

Nach dem Aushärten des Weichgels wird dieser Prozeß schlagartig unterbunden und es kommt nur noch zu einem erheblich geringeren Natriumeintrag. Dieser Eintrag ist bestimmt durch Natrium- und Hydroxid-Ionen, die während des Gelbildungsprozesses stöchiometrisch freigesetzt werden und sich noch im Weichgel befinden. Diese wandern nun diffusiv an die Weichgeloberfläche und werden dort ebenfalls vom Grundwasserstrom erfaßt.

4 Laborversuche zur Ermittlung der Sedimentkennwerte und Weichgeleigenschaften

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, daß insbesondere der langanhaltende diffusive Eintrag stark von der eingesetzten Weichgelmenge und dem daraus resultierenden Volumen abhängig ist. Mit zunehmendem Volumen und damit relativ abnehmender Oberfläche verlängert sich der Zeitraum des diffusiven Eintrages.

Die angestrebte Gewinnung einer mathematischen Funktion zu Berechnung des Natriumeintrags aus dem Weichgelvolumen oder der Weichgeloberfläche konnte durch die verschiedenskaligen Laborversuche und Modellrechnungen nicht realisiert werden. Die initialen Natriumkonzentrationen zeigen bei den Versuchen keine Abhängigkeit von der Weichgeloberfläche oder Volumen. Neben diesen Faktoren spielt bei diesem Prozeß zusätzlich die Fließgeschwindigkeit, durch die die Verdünnung des Gels und dessen Fortspülen bestimmt wird, eine wichtige Rolle. Betrachtet man die in den Versuchen eingesetzten Volumina und deren Oberflächen und setzt diese in Relation zu den freigesetzten Natriumkonzentrationen, so ergibt sich kein eindeutiger Trend (Tab. 4.12).

Tab. 4.12: Weichgelvolumina und Oberflächen und die daraus resultierenden Natriumeinträge

	Standzy- linder 2	Standzy- linder 3	Umströ- mung 1	Umströ- mung 2	Umströ- mung 3
Weichgelvolumen [l] bei $n_e = 0,22$	1	1	20,2	9,5	795,5
Oberfläche [m ²] bei $n_e = 0,22$	0,04	0,04	0,43	0,15	6,14
Konz. max. Natri- umeintrag [mg/l]	300	350	500	400	1900
Konz. mittl. Natri- umeintrag Tailing	100 - 30	100 - 30	150 - 50	130 - 30	500-200
Verhältnis Maxi. / Mittl. Eintrag	3 - 10	3,5 - 12	3,3 - 10	3 - 13	3,8 - 9,5

Das einzige mathematische Verhältnis, das aus der Tab. 4.12 ersichtlich wird, besteht zwischen der Maximalkonzentration im Peak und den mittleren Konzentrationen im nachfolgenden Tailing. Hier ergeben sich generell Verhältnisse um den Faktor 3 unmittelbar nach dem Maximum bis ca. Faktor 10 um den 50. Tag nach Injektion.

Trotz dieses Ergebnisses besteht nach wie vor die Möglichkeit, den zeitlichen Natriumeintrag aus einem Weichgelkörper durch inverse Modellrechnungen, wie an den Umströmungsversuchen demonstriert, zu ermitteln. Voraussetzung dafür ist eine Bestimmung des zeitlichen Konzentrationsverlaufs der Natrium-Ionen in einer Grundwassermeßstelle oder in einem Förderbrunnen. Diese Daten liegen für die Baugrube "Ringcenter II" durch die Beobachtung des Förderwassers aus der Restwasserhaltung vor.

5 DEMONSTRATIONSBAUGRUBE „RINGCENTER II“

In diesem Kapitel wird die räumliche und zeitliche Ausbreitung von ins Grundwasser eingetragenen Inhaltsstoffen aus Weichgelinjektionssohlen an dem konkreten Bauvorhaben "Ringcenter II" in Berlin exemplarisch für Natrium dargestellt. Dazu werden insbesondere die hydraulischen Bedingungen unterhalb der Dichtungssohle sowie der Einfluß einer Restwasserhaltung in der Trogbaugrube durch numerische Simulationen verdeutlicht. Auf der Basis dieser hydraulischen Berechnungen erfolgten zahlreiche zwei- und dreidimensionale Modellierungen, die den Stofftransport und die damit verbundene potentielle Grundwasserbeeinträchtigung durch die Abdichtungsmaßnahmen mit Weichgel darstellen.

Für die Langzeituntersuchungen wurde im Vorfeld der Bautätigkeiten am "Ringcenter II" ein umfangreiches Untersuchungsprogramm erarbeitet, um die großflächige Weichgelinjektion selbst und die sich daraus ergebenden potentiellen Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität zu dokumentieren. Die Ergebnisse dieser baubegleitenden, wissenschaftlichen Untersuchungen wurden in den Gutachten von BRAUNS ET AL. (1995, 1997) detailliert dargestellt.

Die bis Anfang 2000 fortgeführten Untersuchungen vor Ort wie auch im Labor ergaben eine große Fülle weiterer Informationen, die es jetzt ermöglichen, die Aussagen der Gutachten erheblich zu konkretisieren. Sämtliche Ergebnisse fließen in die vorliegende Arbeit ein. Der Schwerpunkt der hydrochemischen Auswertungen, insbesondere die Darstellung der Reaktionspfade der beteiligten Stoffe und deren Bilanzen, wird in der Arbeit von SCHNELL (2000) behandelt.

Bei dem Bauvorhaben „Ringcenter II“ handelt es sich um den Neubau eines Geschäftszentrums mit Warenhaus und Parkhaus durch die ECE Projektmanagement GmbH für den Bauherrn, die Geschäftszentrum Frankfurter Allee GmbH. Der erste Bauabschnitt „Ringcenter I“ wurde bereits 1994 fertiggestellt.

Wie bereits in der Einführung (Kap. 1.1) erläutert, wurde diese Baugrube als Demonstrationsbauvorhaben von den Gutachtern in Abstimmung mit der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie der Stadt Berlin (SenSUT) ausgewählt, um den qualifizierten und kontrollierten Einbau einer Weichgelsohle zu demonstrieren und zugleich die Nichtbeeinflussung des Grundwasserabstromes zu bestätigen.

5.1 Lage

Die Baugrube „Ringcenter II“ liegt auf dem Grundstück Frankfurter Allee Nr. 113 – 119 und Möllendorfstraße Nr. 118 - 123 in Berlin-Lichtenberg (Abb. 5.1). Das Baugelände wird im Westen vom Gelände der Deutschen Bahn AG und im Norden durch die durch die Zufahrtsstraße von der Möllendorfstraße zum Containerbahnhof begrenzt. Diese Zufahrtsstraße wurde im Zuge der Bauarbeiten nach Norden verlegt. Das Gelände des Ringcenters II fällt von seinem höchsten Punkt im Nordwesten (ca. 43,5 m ü. NN) nach Süden zur Frankfurter Allee (ca. 37,2 m ü. NN) bzw. nach Südosten zur Möllendorfstraße ab.



Abb. 5.1: Lage der Baugrube „Ringcenter II“ in Berlin-Lichtenberg

5.2 Geologie und Baugrund

Die regionale Geologie der Stadt Berlin wird durch die pleistozänen aus Sand, Kies und Geschiebemergel gebildeten Hochflächen des Barnim im Norden und des Teltow im Süden geprägt. Dazwischen liegt das Warschau-Berliner-Urstromtal, welches überwiegend aus pleistozänen Talsanden und holozänen Sanden, Mudden und Torfen aufgebaut ist. Unterhalb dieser drei geologischen Einheiten bildet der oligozäne Rupelton den Hauptgrundwasserstauer in ca. 200 m u. GOK (KLOOS 1986). Die ausgewählte Demonstrationsbaugrube „Ringcenter II“ liegt am südlichen Rand der Barnim-Hochfläche unmittelbar an der Grenze zum Warschau-Berliner-Urstromtal. Vor Ort werden pleistozäne Rückschmelzsande mit einer Mächtigkeit von ca. 2 m durch einen etwa 12 m mächtigen Geschiebemergel unterlagert, welcher in Richtung Urstromtal auskeilt (Abb. 5.2 und Abb. 5.3). Unterhalb des Geschiebemergels folgt ein nur teilweise vorhandener schluffiger Feinsand, darunter folgt der aus glazialen Mittelsanden bestehende Hauptgrundwasserleiter mit einer Mächtigkeit von ca. 110 m (Bohrung 8036, s. Abb. 5.5).

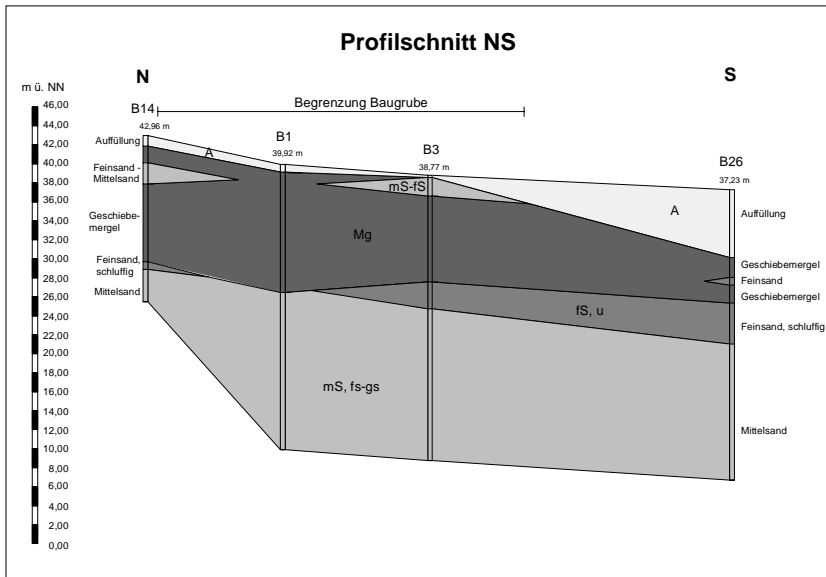


Abb. 5.2: Geologischer Profilschnitt Nord-Süd (vgl. Abb. 5.6)

Zur Erschließung des Baugrundes wurden 40 Bohrungen mit einer maximalen Tiefe von 60 m abgeteuft (ERDBAULABOR KRAUSE 1995). Die Ergebnisse zeigen eine extreme laterale Variation der Geschiebemergelmächtigkeit, die bis zu 10 m innerhalb der Baugrube beträgt.

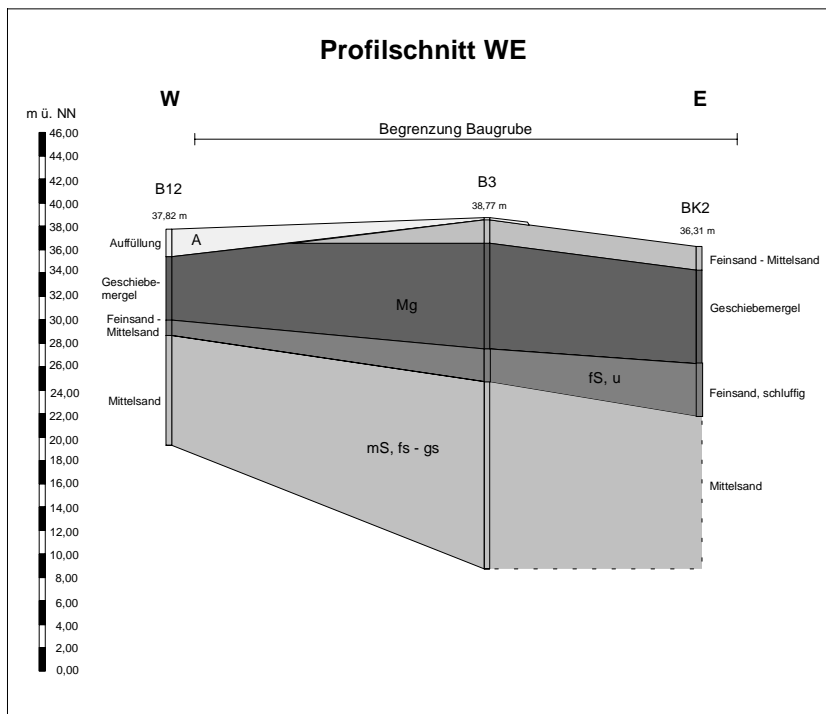


Abb. 5.3: Geologischer Profilschnitt West-Ost (vgl. Abb. 5.6)

Die durchgeführten Aufschlußbohrungen haben im Untergrund eine insgesamt relativ einheitliche Schichtenfolge erschlossen, die zusammengefaßt wie folgt beschrieben wird (BRAUNS ET AL. 1997):

bis ca. 3 m unter GOK

Auffüllung (A) (Sand, Bauschutt, Holzreste, Humus); erdfeucht; locker gelagert, nur örtlich verdichtet.

bis ca. 7 m unter GOK

Geschiebesand (pleistozäne Nachschüttande) mit wechselnder Korngröße: Feinsand bis Mittelsand, schwach schluffig, örtlich schwach kiesig.

In der Nähe der Frankfurter Allee örtlich mit Akkumulationen von Steinen und Blöcken, erdfeucht bis naß, Lagerung locker.

bis ca. 9 m unter GOK

Geschiebelehm (in den Profilen als **Mg**) (Gemisch aus Ton, Schluff und Sand, schwach kiesig, schwach steinig) mit eingeschalteten Schluff- und Sandlagen; erdfeucht; Lagerung locker bis dicht. Der Geschiebelehm ist das Entkalkungsprodukt des Geschiebemergels.

bis ca. 14 m unter GOK

Geschiebemergel (Mg) (Gemisch aus Ton, Schluff und Sand, schwach kiesig, schwach steinig, kalkhaltig) mit eingeschalteten Sandlagen; erdfeucht; Lagerung dicht bis sehr dicht; z. T. grobklastische Lagen mit Steinen und Blöcken. Durch die glazialen Stauchungsvorgänge kann der Geschiebemergel örtlich stark ausdünnen (Abb. 5.4).

bis ca. 14 m unter GOK

Schluffiger Feinsand (fS, u) (stark schluffig, schwach tonig bis tonig, schwach kiesig); wassergesättigt; dichte Lagerung (s. a. Kap. 4.1.4).

bis max. Aufschlußtiefe
von 60 m unter GOK

Sand (mS, fs-gs) (Vorschütsande bzw. fluviatile Sande des zwischeneiszeitlichen Urstromtales); Wechselfolge von Fein-, Mittel- und Grobsanden, unterhalb ca. 13 m ü. NN fast ausschließlich Mittel- bis Grobsande; örtlich schwach kiesig und mit Holzkohle- oder Braunkohleresten (s. a. Kap. 4.1.2).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß alle Aufschlußbohrungen eine ausgeprägte Heterogenität des Baugrundes bestätigen. Der Standort stellte sich für Injektionsmaßnahmen aufgrund des zumindest bereichsweise hohen Schluffanteils in den Sanden und wegen der Mergellagen wenig oberhalb des Einpreßhorizontes als schwierig dar. Der Standort muß als Grenzfall für die Anwendung selbst für wäßrige Einpreßmittel, wie die Weichgele, angesehen werden (BRAUNS ET AL. 1997).

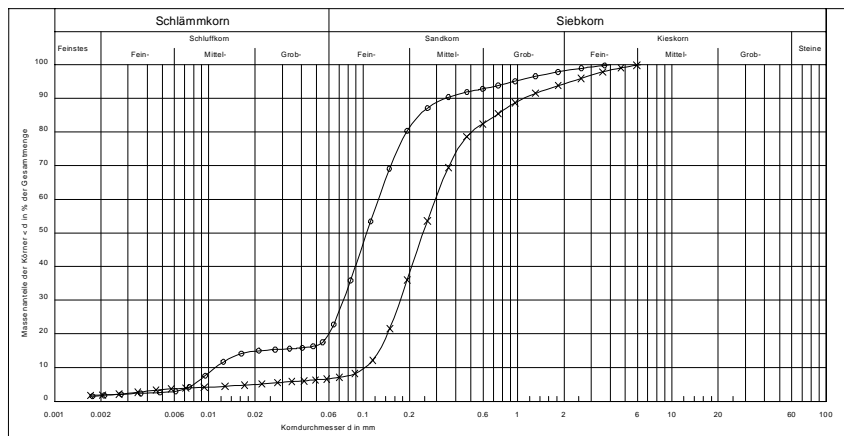


Abb. 5.4: Kornverteilungskurven des Geschiebemergels innerhalb der Baugrube "Ringcenter II" in Berlin

5.3 Hydrogeologie und Hydrochemie

Die hydrogeologische Situation im Bereich des Ringcenter II ist durch das Auftreten von zwei Grundwasserkomplexen gekennzeichnet. Ein schwebender Stauwasserhorizont befindet sich in den pleistozänen Rückschmelzsanden oberhalb des Geschiebemergels. Sein Wassergehalt ist vorwiegend gering, je nach Niederschlagsmenge trocknet er gelegentlich völlig aus. Der Hauptgrundwasserleiter befindet sich in den glazialen Sanden unterhalb des Geschiebemergels (22 m ü. NN). Das Grundwasser ist gespannt, die Basis wird durch miozäne Braunkohle Tone in ca. 90 m unter NN gebildet. Die Mächtigkeit des Aquifers beträgt dort ca. 110 m.

Südlich der Frankfurter Allee entfällt eine Unterscheidung zwischen den zwei Grundwasserkomplexen. Durch die Erosion der trennenden, grundwasserstauenden Geschiebemergelschicht während der Bildung des Urstromtales existiert dort nur noch ein zusammenhängender Grundwasserleiter mit freiem Wasserspiegel.

Durch Pump- und Tracerversuche, Korngrößenanalysen sowie numerische Modellrechnungen wurden die folgenden hydrogeologischen Parameter für die einzelnen Sedimenteinheiten bestimmt:

Tab. 5.1: Hydrogeologische Parametergrößen der einzelnen Sedimenteinheiten

	Haupt-aquifer	Schluffiger Feinsand	Geschiebemergel
Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-8}$
Effektive Porosität n_e [1]	0,22	0,15	0,10
Speicherkoeffizient S [1]	$2,2 \cdot 10^{-3}$	n.b.	n.b.
Gradient i	0,002	0,002	0,002
Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/d]	0,35	0,07	$2 \cdot 10^{-5}$

n.b. = nicht bestimmt

Die Durchlässigkeitsbeiwerte der glazialen Ablagerungen im Bereich des "Ringcenter II" schwanken naturgemäß in Abhängigkeit von den Korngrößenverteilungen in einen relativ breiten Bereich. Die aus den genannten Versuchen gewonnenen Durchlässigkeitsbeiwerte decken sich jedoch weitgehend mit den im Hydrogeologischen Gutachten (ERDBAULABOR KRAUSE 1995) beschriebenen Werten.

Die regionale hydraulische Situation im weiteren Umfeld der Baugrube ist in Abb. 5.5 dargestellt. Die Abbildung zeigt einen regionalen Grundwassergleichplan, der auf den zur Verfügung stehenden Grundwassermeßstellen der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie der Stadt Berlin (SenSUT) basiert. Zeitpunkt der Grundwasserstandsmessungen ist der für die Bauphase relevante Stichtag des 22.07.1996. Nach diesen Daten strömt das Grundwasser von Nordwest nach Südost dem Urstromtal zu. Der hydraulische Gradient beträgt nach dieser Stichtagsmessung ca. $i = 0,002$.

Auf der Grundlage des regionalen Grundwassergleichplans wurde ein dreidimensionales Strömungsmodell erstellt (Vgl. Kap. 5.6.1), um eine gezielte Positionierung der Grundwasserbeobachtungsbrunnen im Abstrombereich der Baugrube vorzunehmen. Auf diese Weise konnte sichergestellt werden, daß die Grundwassermeßstellen (GWMS) den gesamten Abstrom der Baugrube erfassen und so eine hydrologische und hydrochemische Beobachtung ermöglichen. Die Lokalisation der einzelnen Grundwassermeßstellen ist in Abb. 5.6 dargestellt. Zur Erfassung des durch die Baugrube unbelasteten Grundwassers wurden zusätzlich 2 GWMS oberstromig der Baugrube platziert. Neben den in Abb. 5.6 dargestellten 16 Beobachtungspegeln wurden zahlreiche weitere Sondierungsbohrungen und GWMS-Setzungen innerhalb der Baugrube durchgeführt. Aufgrund der einsetzenden Bautätigkeit mußten diese entfernt werden

und standen daher für eine langfristige Grundwasserbeobachtung nicht mehr zur Verfügung.

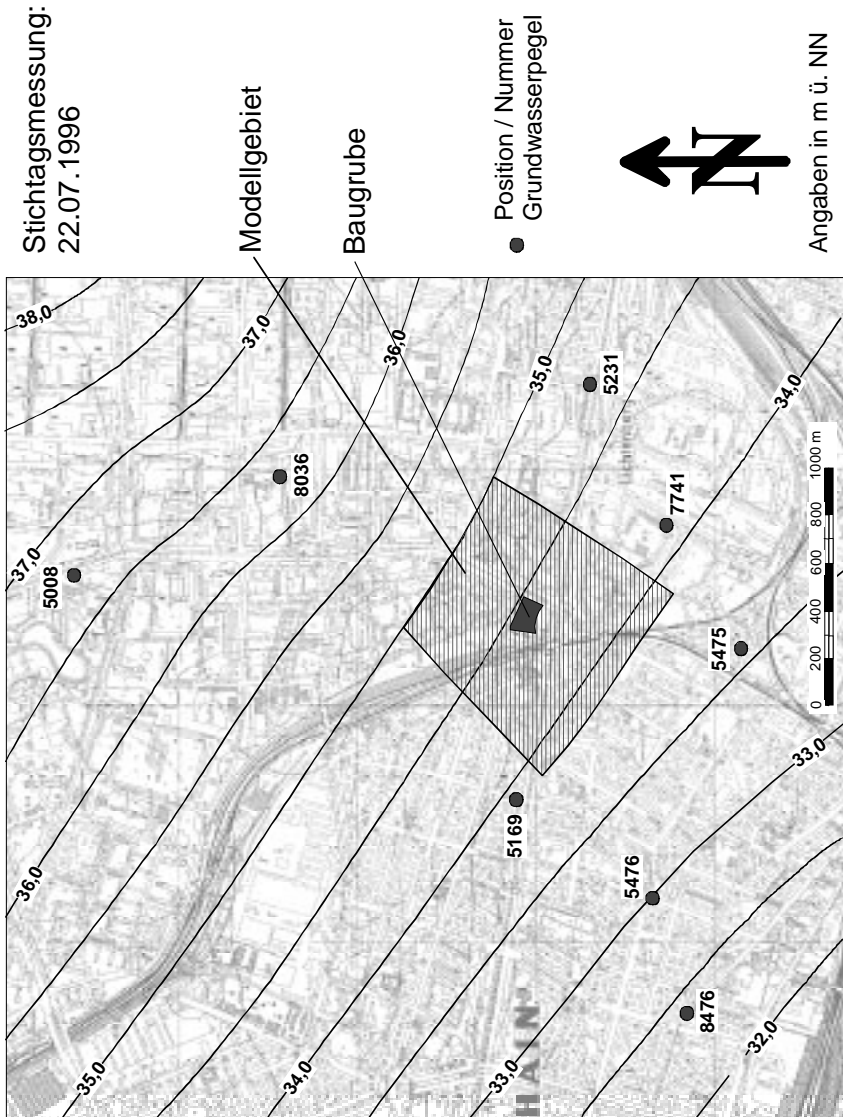


Abb. 5.5: Regionaler Grundwassergleichenplan basierend auf den Pegeldaten der SenSUT Berlin (Stichtag 22.07.1996)

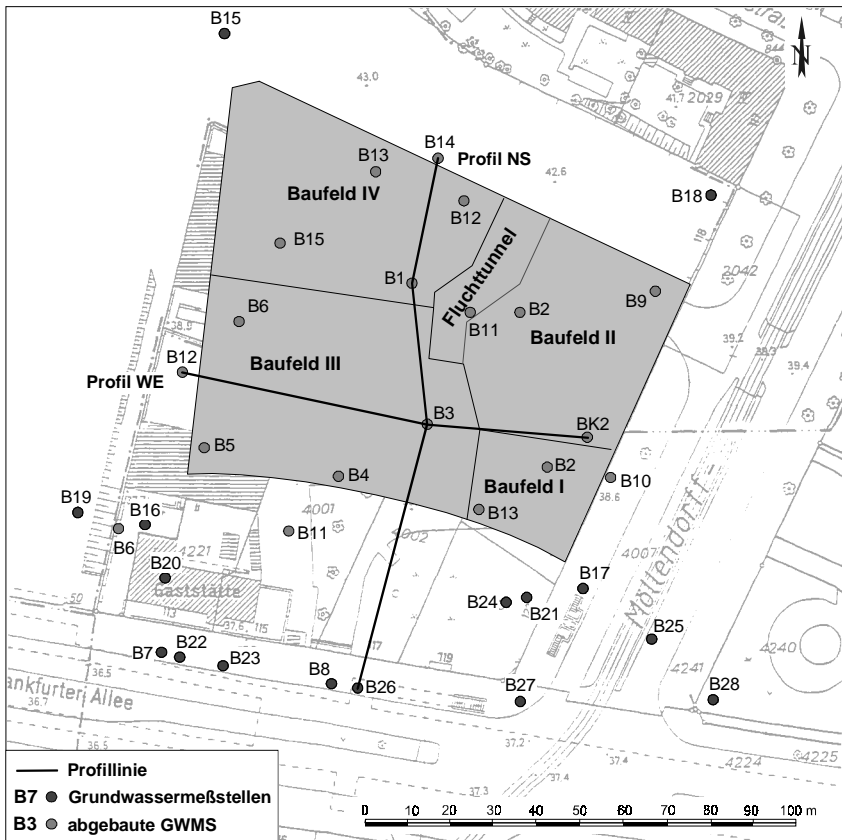


Abb. 5.6: Positionen der Grundwassermeßstellen und Lage der geologischen Profilschnitte

Nach den ersten bereits 1994 durchgeführten hydrochemischen Grundwasseranalysen durch das ERDBAULABOR KRAUSE (1995) wurde das Grundwasser als schwach betonangreifend eingestuft. Hydrochemisch ist das Grundwasser als überwiegend hydrogenkarbonatisch, alkalisches Wasser zu bezeichnen. Daneben ergaben Untersuchungen korrosive Eigenschaften gegenüber unlegiertem Stahl. Zusätzliche Untersuchungen auf Schwermetallgehalt, organische Bestandteile und Kohlenwasserstoffe ergaben eine anthropogen bedingte erhöhte Mineralisierung, wie sie für den urbanen Berliner Raum charakteristisch ist. Die ermittelten Werte lagen deutlich unterhalb der Eingreifwerte der Kategorie I der Berliner Liste (ERDBAULABOR KRAUSE 1995).

Tab. 5.2: Filterstrecken der Grundwassermeßstellen

Grundwasser- meßstelle	Geländeoberkante [m ü. NN]	Filterstrecke [m ü. NN]	
		von	bis
B7	36,79	34,59	25,59
B8	37,02	25,72	22,72
B15	43,43	31,43	11,93
B16	37,80	25,80	2,90
B17	37,93	23,83	4,83
B18	40,35	26,15	11,15
B19	43,17	24,67	10,67
B20	37,75	27,25	8,25
B21	38,49	28,11	11,11
B22	36,69	21,89	6,89
B23	36,80	23,80	7,80
B24	38,23	29,78	6,78
B25	37,80	22,70	7,70
B26	37,23	26,48	7,48
B27	37,36	22,36	7,26
B28	37,49	22,39	7,39

In Tab. 5.2 sind die Filterstrecken der in Abb. 5.6 angeführten Grundwassermeßstellen dargestellt. Bis auf die Meßstellen B7 und B8 weisen alle eine tiefreichende Verfilterung bis ca. 8 – 11 m ü. NN auf. Die Meßstellen B16 und B17 reichen sogar bis in Tiefen um 3 – 4 m ü. NN. Damit erfassen alle diese Meßstellen den Abstromanteil, der bei Unterströmung der Baugrube durch die tiefe südliche Dichtwand auf eine Tiefe von 12 m ü. NN abgelenkt wird (vgl. Kap 5.4.1 und Abb. 5.7).

5.4 Ausbau der Baugrube

Das "Ringcenter II" wurde mit einem Untergeschoß und sechs Obergeschoßen geplant. Durch das tief in den Untergrund reichende Untergeschoß mußte die Baugrube bis zu einer Tiefe von 32 m ü. NN ausgehoben werden, so daß das Niveau der Aushubebene unterhalb des Grundwasserdruckspiegels lag. Die Baugrube wurde daher als wasserdichte Trogbaugrube ausgeführt. Dabei erfolgte die vertikale, seitliche Umschließung durch Dichtwände, die basale Abdichtung in der Tiefe mittels einer tiefliegenden Injektionssohle (vgl. Kap. 3.3).

5.4.1 Dichtwände

Im Süden der Baugrube wurde eine Ortbetonschlitzwand als Zweiphasenschlitzwand bis zu einer Tiefe von ca. 13 m Ü. NN erstellt. Diese tiefreichende Dichtwand (s. Abb. 5.7) sollte später in einem weiteren, südlich anschließendem Bauvorhaben als nördliche Dichtwand dienen und wurde daher bereits nach den späteren Vorgaben konzipiert. Für die Ortbetonschlitzwand wurde eine Stützflüssigkeit mit einem Bentonitgehalt von 45 kg/m^3 und 1399 m^3 Fertigbeton als Schlitzwandmasse verwendet (GUD-GEOTECHNIK UND DYNAMIK CONSULT GMBH 1996).

Die östliche und nördliche Schlitzwand wurde, wie auch der nördliche Teil der westlichen Baugrubenumschließung, in Form von Einphasendichtwänden mit eingestellten Spundwandbohlen erstellt. Für diese Einphasendichtwände mit Bohlen wurden insgesamt ca. 1259 t Fertigmischung Protomix und 27,2 t Procrete verwendet. Im südlichen Teil der westlichen Baugrubenumschließung kamen dagegen eingerüttelte Spundwände zum Einsatz. Die Unterkanten dieser drei Dichtwandabschnitte erreichten eine Tiefe von ca. 23 m ü. NN (s. Abb. 5.7).

Die Baugrube wurde durch Querschotts in 5 Baufelder unterteilt (s. Abb. 5.6). Die einzelnen Teilflächen besitzen folgende Größen (GUD-GEOTECHNIK UND DYNAMIK CONSULT GMBH 1996):

Baufeld I	698 m ²
Baufeld II	1802 m ²
Baufeld III	2811 m ²
Baufeld IV	2243 m ²
Fluchttunnel	499 m ²
Gesamtfläche der Baugrube:	8054 m²

Die Herstellung sämtlicher Dichtwände erfolgte mittels 2 Schlitzwandgreifern, die eine relativ konstante Dichtwandbreite von 0,6 m erreichten.

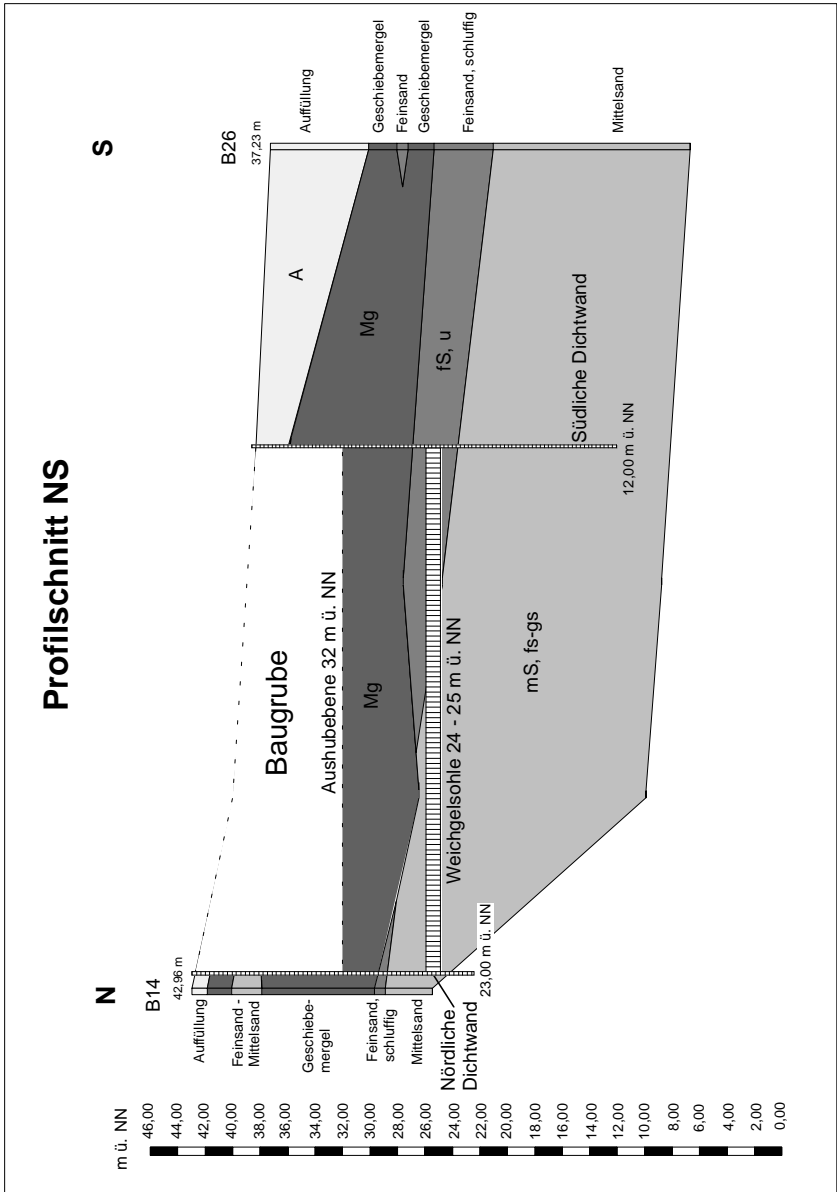


Abb. 5.7: Lage der Dichtwände und der Weichgelsohle im N-S-Profil

5.4.2 Weichgelinjektion

Die horizontale Abdichtung der Baugrube "Ringcenter II" erfolgte in auftriebssicherer Tiefe in Form einer Weichgelsohle mit einer geplanten Mächtigkeit von 1 m. Dazu wurden in einem definierten Raster Injektionslanzen in den Untergrund gerüttelt, über die die Weichgelflüssigkeit in die entsprechende Tiefe (ca. 24 - 25 m ü. NN) injiziert wurde (Abb. 5.7 und Abb. 5.8).



Abb. 5.8: Einrütteln der Injektionslanzen vor der Weichgelinjektion (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1997)

Die Anordnung der Injektionslanzen erfolgte in einem dreiecksförmigen Raster mit Seitenlängen von 1,40 m. Daraus ergibt sich eine Fläche von $A = 1,7 \text{ m}^2$ pro Injektionspunkt. An den einzelnen Injektionslanzen wurden jeweils ca. 800 l Weichgel mit einer Rate von 6 bis 10 l/min verpreßt. Für das Bohrraster wurden Abweichungen über das erlaubte Maß von 0,1 m hinaus nicht festgestellt. In einigen Fällen konnten die Injektionslanzen in den Bohrlöchern nicht auf die geforderte Tiefe abgeteuft werden, so daß dort nachgebohrt werden mußte (GUD-GEOTECHNIK UND DYNAMIK CONSULT GMBH 1996).

Als Injektionsmittel kam eine Mischung aus 18 % Wasserglas 37/40 Bé der Fa. AKZO PQ, 2 % Natriumaluminatlösung (Härter 200 SB der Fa. Leuna Katalysatoren GmbH) und 80 % Leitungswasser zu Einsatz.

Einen Überblick über die Anzahl der Injektionspunkte und der Injektionsmenge je Baugrubenabschnitt gibt die folgende Tab. 5.3:

Tab. 5.3: Anzahl der Injektionspunkte und injizierte Weichgelmengen

	Anzahl der Injektionspunkte	Injizierte Menge [m ³]
Baufeld I	446	278
Baufeld II *	1438	1151
Baufeld III	1743	1406
Baufeld IV	1409	1131
Gesamt	5036	3968

* inkl. Fluchttunnel

Bei der Injektion der gesamten 3968 m³ Weichgel kamen folgende Produktmengen zum Einsatz:

Natronwasserglas:	1056 t
Natriumaluminat:	108 t
Leitungswasser:	ca. 4662 m ³

Die Zeit bis zur Gelierung (Kippzeit) des Weichgels wurde auf 45 – 60 min eingestellt. Dieser Sollwert wurde zweistündlich geprüft. Hierbei wurden keine gravierenden Unregelmäßigkeiten festgestellt. (GUD-GEOTECHNIK UND DYNAMIK CONSULT GMBH 1996).

Die Injektionsarbeiten erfolgten in dem Zeitraum vom 05.06. – 07.08.96 (64 Tage). Eine detaillierte Beschreibung der Injektion mit Rasterplänen, etc. findet sich in BRAUNS ET AL. (1997).

5.4.3 Wasserhaltung

Das beschriebene Baukonzept mit tiefliegender, künstlicher Dichtsohle und seitlich abdichtender Schlitzwände bedingt naturgemäß den Anfall von Restwassermengen, die über Wasserhaltungsmaßnahmen abzuführen sind. Seitens der Berliner Genehmigungsbehörde (SenSUT) wird gewöhnlich eine Restwassermenge von max. 1,5 l/s pro 1000 m² Baugrubenfläche als vertretbar genehmigt. Für die Baugrube "Ringcenter II" wurde in der wasserbehördlichen Erlaubnis eine Gesamtfördermenge von 300.000 m³ für den Zeitraum von max. 6 Monaten festgelegt.

Zum Nachweis der ausreichenden Dichtigkeit der Baufelder mußten nach Vorgaben der Wasserbehörde Pumpversuche durchgeführt werden. Dazu wurde ein Voraushub innerhalb der Baugrube bis 0,2 m oberhalb des Druckwasserspiegels zugelassen. Erst nach dem Nachweis der ausreichenden Dichtigkeit konnte der Aushub der Baugrubenabschnitte bis zur endgültigen Aushubebene erfolgen

Die Pumpversuche ergaben für die gesamte Baugrube eine notwendige Förderrate von $8,38 \text{ m}^3/\text{h}$, um die Baugrube trocken zuhalten. Die maximal erlaubte Gesamtförderate für die Baugrube beträgt:

$$8054,15 \text{ m}^2 / 1000 \times 1,5 \text{ l/s pro } 1000 \text{ m}^2 = 12,08 \text{ l/s} = 43,5 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Dieser Wert wurde niemals erreicht und die ausreichende Dichtigkeit der Baugrube immer nachgewiesen. Nach den Wasserbüchern der für die Wasserhaltung verantwortlichen Firma Pollems GmbH wurde die Wasserhaltung 251 Tage durchgeführt. Während dieser Phase wurden insgesamt 42.668 m^3 Wasser gefördert. Dieses entspricht einer Förderate von $7,08 \text{ m}^3/\text{h}$, ca. 1/6 der maximal erlaubten Rate. Die Grundwasserdruckhöhe wurde dabei auf 0,5 m unterhalb der Aushubebene abgesenkt, folglich auf ca. 31,5 m ü. NN.

Eine hydraulische Beeinflussung der Grundwasserstände in den Meßstellen außerhalb der Baugrube durch die Wasserhaltung konnte zu keiner Zeit festgestellt werden.

Probleme mit Kolmationserscheinungen durch mobilisiertes Weichgel traten an den Brunnen der Baugrube nicht auf. Die Wasserhaltung lief ohne nennenswerte Probleme ab.

5.5 Ergebnisse der begleitenden Untersuchungen

Die gesamte Baumaßnahme läßt sich in fünf Phasen unterteilen, die durch die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen quantitativ und qualitativ zu erfassen waren:

a) Ausgangszustand

Vor den ersten baubedingten Eingriffen in den Untergrund war der hydraulische Ausgangszustand zu erfassen. Gleichmaßen wurde die hydrochemische Grundwassersituation als Referenzzustand ermittelt.

b) **Herstellung der Dichtwände**

In Abstimmung mit dem Ablauf der bautechnischen Maßnahmen wurden in der Bauphase der Erstellung der Dichtwände die Auswirkungen auf die Grundwasserbewegung durch Grundwasserspiegelbeobachtungen verfolgt.

c) **Injektion der Dichtungssohle ohne Wasserhaltung**

Während der Injektionsarbeiten wurden die weiteren Auswirkungen auf die Grundwasserbewegung erfaßt. Zusätzlich wurden in dieser Phase die systematischen Beprobungen des Grundwassers und die betreffenden chemischen Analysen aufgenommen.

d) **Wasserhaltung in der umschlossenen Baugrube**

Hydraulische und hydrochemische Beobachtungen des Grundwassers durch die Beobachtungsstellen im Ober- und Abstrom der Baugrube. Zusätzlich wurde das aus der Baugrube geförderte Restwasser mengenmäßig erfaßt und hydrochemisch analysiert.

e) **Phase nach Abschluß der erforderlichen Wasserhaltungsmaßnahmen**

Durch den Abschluß der Wasserhaltung nähern sich die hydraulischen Verhältnisse wieder ihrem Ursprungszustand an. Die Auswirkungen der im Untergrund verbleibenden Umschließungselemente auf den Grundwasserstrom und das mittelfristige Verhalten der eingebrachten Stoffe in Hinblick auf die Grundwasserqualität wurden bis 3 Jahre nach Baubeginn erfaßt.

Für die einzelnen Bauphasen ergab sich folgender Zeitplan:

Vorphase:	25.03.96 - 16.04.96 (23 Tage)
Herstellung der Dichtwände:	17.04.96 - 18.06.96 (63 Tage)
Weichgelinjektion:	05.06.96 - 07.08.96 (64 Tage)
Wasserhaltung:	28.06.96 - 10.02.97 (251 Tage)
Phase nach der Wasserhaltung:	11.02.97 - 28.04.99 (807 Tage)

5.5.1 **Grundwasserspiegelschwankungen**

Seit dem 17.04.1996 wurden die Grundwasserdruckspiegelschwankungen in den vorhandenen Grundwassermeßstellen (GWMS) regelmäßig beobachtet. Diese wurden mittels Drucksonden oder Multiparametersonden in den GWMS B15, B16, B17, B18 und B24 in einem 15-minütigen Intervall, ab dem

21.10.96 in einem stündlichen Intervall aufgezeichnet (Abb. 5.9). In den übrigen GWMS erfolgte die Messung durch tägliche Wasserstandsmessungen.

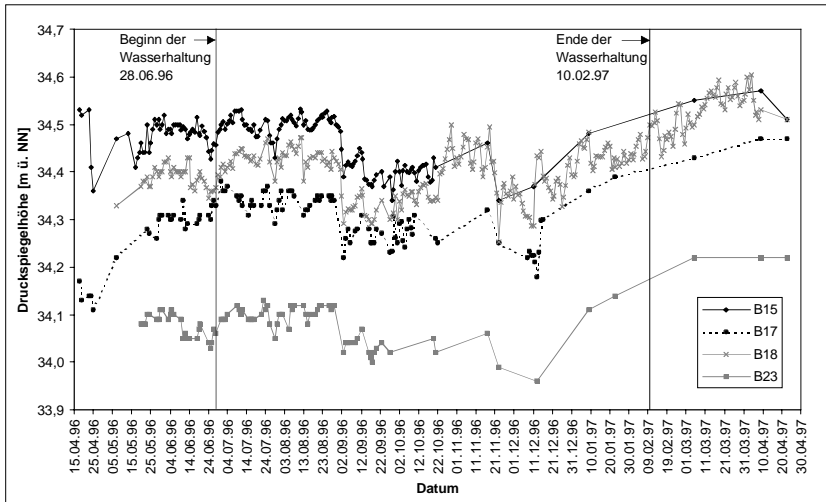


Abb. 5.9: Grundwasserdruckpiegelschwankungen

Die Abb. 5.9 zeigt die Grundwasserspiegelschwankungen der oberstromigen GWMS B15 und B18 sowie der abstromig gelegenen B17 und B23 im Zeitraum von April 1996 bis April 1997.

Die Ganglinien des Grundwasserdruckspiegels zeigen zunächst einen Anstieg in den Monaten April bis Mai. In den Monaten Juni bis August erreicht der GW-Druckspiegel sein höchstes Niveau. Ab September ist bis ca. Mitte Dezember ein allgemeines Absinken des Druckspiegels um ca. 8 – 10 cm zu verzeichnen. Die Phase der Grundwasserneubildung macht sich dann ab etwa Mitte Dezember bemerkbar. Sie ist bedingt durch die Herbst- und Winterniederschläge, so daß es bis Ende Mai wiederum zu einem steten Anstieg des GW-Druckspiegels kommt (Abb. 5.9).

Insgesamt betrachtet zeigen sämtliche Ganglinien sowohl zeitlich als auch in der Schwankungsbreite einen annähernd parallelen Verlauf, was eindeutig den natürlichen Charakter der Variationen belegt. Es handelt sich hier um saisonale Schwankungen, wie sie für den regionalen Raum Berlin charakteristisch sind. Eine Beeinflussung in Folge der Wasserhaltungsmaßnahmen, die über

den natürlichen Schwankungsbereich hinaus geht, konnte in keiner Phase des Beobachtungszeitraumes erkannt werden.

5.5.2 Hydrochemie des Grundwassers

In einem Untersuchungszeitraum von 36 Monaten wurde ein umfangreiches Meß- und Analyseprogramm durchgeführt. Anhand von Vorversuchen und dem Studium älterer Arbeiten (z. B. MÜLLER-KIRCHENBAUER ET AL. 1984, BRAUNS ET AL. 1995) wurden die anorganischen Wasserinhaltsstoffe Aluminium, Natrium und Silizium als geeignete Leitparameter zur Beschreibung möglicher Weichgeleinflüsse auf den Grundwasserchemismus ausgewählt und besonders intensiv untersucht. Daneben kam vor allem dem DOC als Summenparameter organischer Inhaltsstoffe und den Huminstoffen (mittels LC-DOC-Analyse) Bedeutung zu. Zusätzlich wurden die physiko-chemischen Parameter Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur in sehr detaillierter Auflösung mittels On-line-Sonden ermittelt (15-minütig in GWMS B16 und B17).

Da für die numerischen Modellrechnungen und 'worst-case-Studien' in der vorliegenden Arbeit das zeitliche Verhalten des Natrium-Ions aus den bereits genannten Gründen von zentraler Bedeutung ist, werden in den folgenden Kapiteln nur die Ergebnisse der Natrium-Analysen dargestellt. Die Resultate der übrigen physikalischen und chemischen Untersuchungen, insbesondere auch die der oben genannten organischen Bestandteile, werden in SCHNELL (2000) beschrieben.

Die Abb. 5.10 zeigt beispielhaft für alle anderen abstromig gelegenen GWMS den zeitlichen Verlauf ausgewählter physiko-chemischer Leitparameter vor, während und bis 12 Monate nach der Weichgelinjektion. Man erkennt, daß die Weichgelinjektion keinen signifikanten Anstieg einer der dargestellten Parameter hervorruft. Lediglich eine pH-Wert Erhöhung von 6,9 – 7,0 vor Beginn der Baumaßnahme auf Werte um 7,2 ist zu verzeichnen. Dieser geringe Anstieg liegt jedoch durchaus im natürlichen Schwankungsbereich, so daß ein Einfluß der Injektion sich hieraus nicht ableiten läßt, zumal die Elektrische Leitfähigkeit im Beobachtungszeitraum sogar geringfügig abnimmt.

Die sprunghafte Zunahme der Temperatur um ca. 0,5 °C am 11.06.96 erklärt sich aus der Tatsache, daß die Meßsonde zu diesem Zeitpunkt innerhalb des

Bohrloches anders positioniert wurde, was wegen des vorliegenden Temperaturtiefenprofils einen scheinbaren Anstieg vorspiegelt.

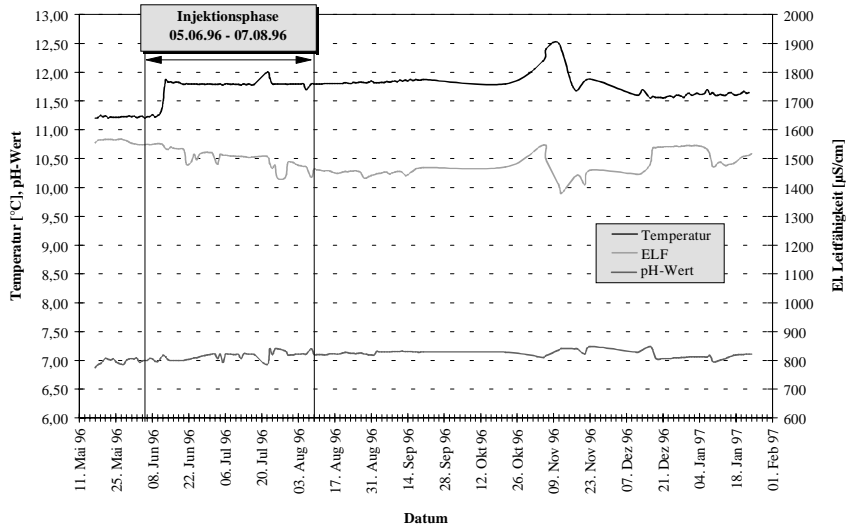


Abb. 5.10: Physiko-chemische Parameter in GWMS B16. Entfernung zur Baugrube 12 m (EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1998)

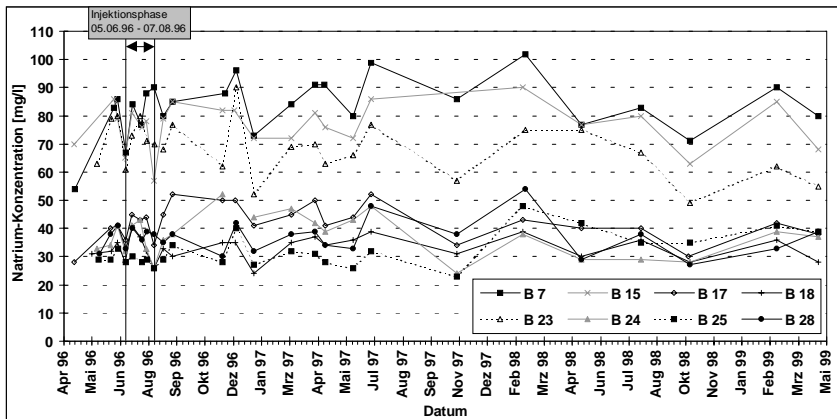


Abb. 5.11: Natrium-Ionen-Konzentrationen im Grundwasser der GWMS B7, B15, B17, B18, B23, B24, B25 und B28 im Beobachtungszeitraum von April 96 bis April 99 (Analytik UWG, Berlin)

Die zeitlichen Variationen der physiko-chemischen Parameter (Abb. 5.10) als auch der zeitliche Verlauf der Natrium-Konzentrationen, dargestellt in Abb. 5.11, verdeutlichen, daß weder der Leitparameter Na^+ noch die in 15-minütiger Auflösung ermittelten physiko-chemischen Parameter pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit signifikante Veränderungen erkennen lassen. Ein nahezu identisches Bild zeigten auch die Gehalte an Al^{3+} und SiO_2 . Bestätigt wurde dieser Sachverhalt zusätzlich durch die Überwachung der organischen Wasserinhaltsstoffe (BRAUNS ET AL. 1997, SCHNELL 2000).

Eine gewisse Ausnahme stellt die GWMS B17 dar. Hier stellt sich nach, bzw. während der Injektion eine Erhöhung des Natriumgehaltes um etwa 20 mg/l ein. Diese könnte möglicherweise als Einfluß der Baumaßnahme gedeutet werden, doch ist dieser Zusammenhang aufgrund der hohen natürlichen Schwankungsbreite der Natriumkonzentrationen (± 20 mg/l) in den oberstromigen GWMS nicht ableitbar. Außerdem spricht das lange Verharren der Konzentration auf diesem Niveau von August 96 bis Juli 97 zusätzlich für eine natürliche Konzentrationsschwankung.

Die Auswertung der gesamten hydrochemischen Grundwasserdaten verdeutlichen, daß eine signifikante Veränderung der Grundwasserqualität im Abstrom der Weichgelinjektionssohle Ringcenter II bis einschließlich April 1999 (ca. 3 Jahre nach Injektionsbeginn) nicht festgestellt werden konnte. Dies ist besonders für die GWMS B17 (8 m Entfernung) und B16 (15 m Entfernung) bei mittleren Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten von 30 cm/Tag hervorzuheben, da bei diesen Abstandsgeschwindigkeiten die mittleren Fließzeiten vom Injektionssohlenrand zu diesen Meßstellen 27 bzw. 50 Tage betragen.

Die gemessenen Natriumkonzentrationen und die physiko-chemischen Parameter der Abstrom- und Zustrommeßstellen liegen wie beschrieben immer deutlich unter dem zulässigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 150 mg/ Natrium (TVO 1990).

5.5.3 Hydrochemie des Förderwassers

Bei dem Förderwasser der Restwasserhaltung handelt es sich um das unmittelbare Reaktions- und Kontaktwasser, das aus der Vermischung des Grundwassers mit dem Einpreßgut resultiert. Nach dem Gelieren des Weichgels im Untergrund besteht das geförderte Restwasser überwiegend aus dem Grund-

wasser, daß angetrieben durch den hydraulischen Gradienten durch kleine Fehlstellen in der Gelsohle in die Baugrube gelangt.

Zur Untersuchung des Förderwassers auf die in der Wasserbehördlichen Genehmigung geforderten Parameter wurden 8 Mischproben aus allen in Betrieb stehenden Förderbrunnen genommen. Die Entnahme erfolgte direkt vor dem Einlauf in die Neutralisationsanlage. Die Analytik erfolgte durch die Labore Dr. Kirchhoff, Berlin, Exalyt, Berlin, und das Engler Bunte Institut, Karlsruhe.

Als begleitende Maßnahme wurde vor allem in den ersten 4 Wochen der Wasserhaltung stichprobenartig der pH-Wert und die Elektrische Leitfähigkeit direkt an den einzelnen Förderbrunnen und im Sammelbecken gemessen.

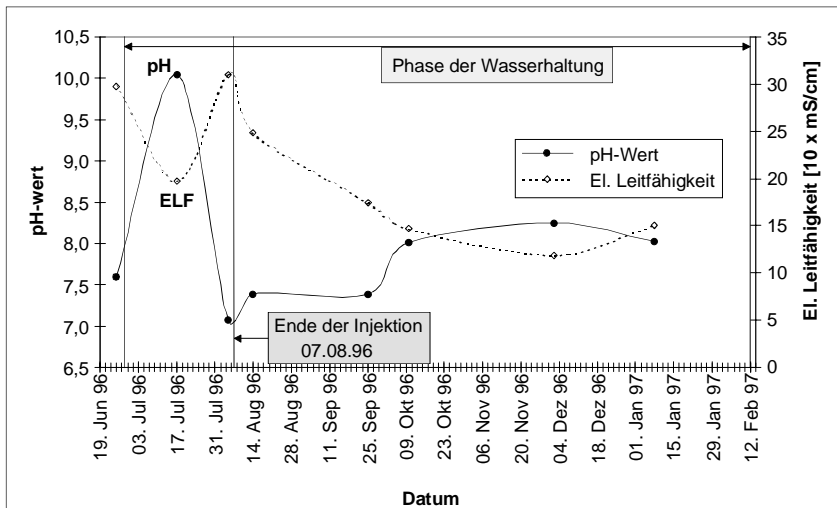


Abb. 5.12: pH-Wert und Elektrische Leitfähigkeit des Förderwassers (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999, verändert)

Die Analysenergebnisse des Förderwassers sind in den Abb. 5.12 und Abb. 5.13 dargestellt. Sie zeigen zu Beginn der Wasserhaltung bauverfahrensbedingte Grenzwertüberschreitungen (Einleitgrenzwerte in die Regenwasserkanalisation) einzelner Parameter. Hier sind hauptsächlich der pH-Wert, die Elektrische Leitfähigkeit und der Natriumgehalt zu nennen. Ebenso erhöht waren die Werte der in den Abbildungen nicht dargestellten Parameter DOC-, Aluminium- und Silizium, welches deren Bedeutung als charakteristische Leitparameter für den Einfluß von Weichgel bestätigt (BRAUNS ET AL. 1997,

SCHNELL 2000). Die dargestellten Konzentrationen liegen aber bereits wenige Wochen nach Beginn der Restwasserhaltung wieder deutlich unterhalb der Einleitegrenzwerte für die Regenwasserkanalisation.

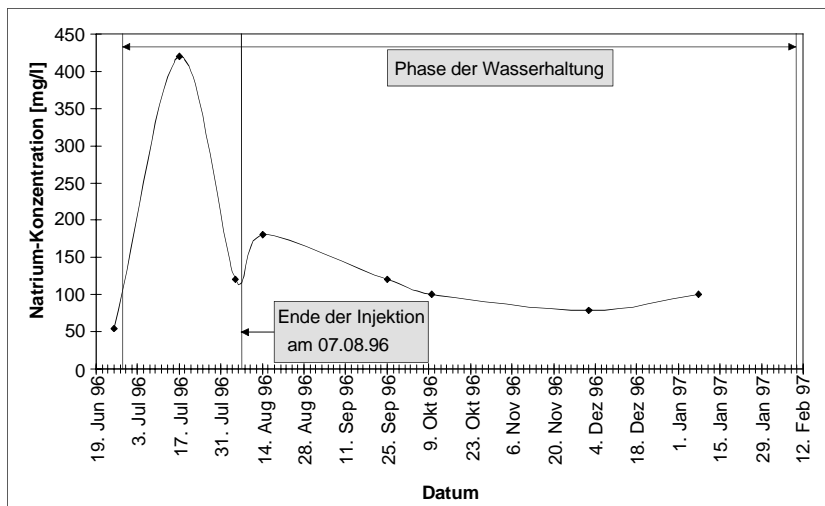


Abb. 5.13 Natrium-Ionen-Konzentration im Förderwasser (aus EISWIRTH, OHLENBUSCH & SCHNELL 1999, verändert)

5.6 Aufbau der numerischen Grundwassermodelle

Wie bereits in Kap. 3 dargestellt, übt jede in das Grundwasser reichende Bau-maßnahme prinzipiell einen Einfluß sowohl auf die Grundwasserhydraulik als auch z. T. auf die Grundwasserbeschaffenheit aus. Die Auswirkungen dieser Einflußnahmen lassen sich vor Ort durch Grundwassermeßstellen beobachten, doch hierbei handelt es sich nur um punktuell gewonnene Daten, die für eine Darstellung der räumlichen Situation interpoliert werden müssen. Bewertungsprobleme treten besonders in den Bereichen auf, in denen aus bautechnischen Gründen eine Einrichtung von Beobachtungsbrunnen nicht möglich ist. Dieses trifft in der Regel für die gesamte Baugrube als auch für den Bereich unterhalb der Dichtsohle zu, so daß dort keine Grundwasserbeobachtungen durchgeführt werden können. Abhilfe schafft hier die numerische Modellierung. Durch die Ermittlung und Implementierung der Randbedingungen und Parametergrößen des Untersuchungsgebietes ermöglichen die Modellrechnungen eine Darstellung der hydraulischen Situation und darauf aufbauend eine

Prognose über die potentielle qualitative Grundwasserbeeinflussung durch eingetragene Baustoffe. Die Kalibrierung und Validierung dieser Modelle erfolgt an den gemessenen Daten der Grundwasserbeobachtungsstellen.

Für die Demonstrationsbaugrube "Ringcenter II" wurden diverse zwei- und dreidimensionale Modellrechnungen durchgeführt. Durch die Ermittlung der lokalen hydraulischen Situationen des natürlichen Zustandes und nach Einbau der Dichtwände konnten die Veränderungen im Fließverhalten des Grundwassers aufgezeigt werden.

Daneben sollten die Auswirkungen der Restwasserhaltung auf das Fließfeld unterhalb der Weichgelsohle ermittelt werden, um die Bedingungen für eine potentielle Verfrachtung der eingetragenen Weichgelbestandteile mit dem Grundwasser zu klären.

Aufbauend auf den hydraulischen Berechnungen wurden anschließend instationäre, zwei- und dreidimensionale Stofftransportberechnungen durchgeführt, die die potentielle qualitative Beeinflussung des Grundwassers durch die Weichgelsohle darstellen. Hierbei wurden sogenannte 'worst-case-Studien' durchgeführt, bei denen eine Sorption und Retardation der eingetragenen Natrium-Ionen vollständig vernachlässigt wurde und die somit die Darstellung einer maximalen räumlichen Verfrachtung ermöglichen.

In weiteren Modellrechnungen wurden die in Kap. 4 ermittelten Sorptionsparameter in die Modelle implementiert, um die tatsächlich vor Ort herrschenden Transportbedingungen zu simulieren und Prognosen über eine zeitliche und räumliche Verfrachtung der eingetragenen Stoffe treffen zu können.

5.6.1 2D Vertikalmodell

In einem zweidimensionalen Vertikalmodell wird die hydraulische Situation unterhalb der Weichgelsohle und der Einfluß der vertikalen Dichtwände auf den Grundwasserstrom dargestellt. Durch die Implementierung der Restwasserhaltung konnte der Effekt der Wasserentnahme auf das Fließverhalten des Grundwassers ermittelt werden. Die anschließend durchgeführten instationären Stofftransportmodellierungen zeigen die zeitliche und räumliche Verfrachtung der eingetragenen Weichgelbestandteile im vertikalen Schnitt. Die Profilinie des Vertikalmodells ist in der nachfolgenden Abb. 5.14 dargestellt.

5.6.1.1 Hydrogeologische Eingangsparameter

Nach dem Hydrogeologischen Gutachten des ERDBAULABORS KRAUSE (1995) und den aus Pump-, Tracer- und Laborversuchen gewonnenen Ergebnissen wurden folgende Parameter für den gespannten Aquifer unterhalb des Geschiebemergels angenommen:

Tab. 5.4: Hydrogeologische Parameter des Vertikalmodelles

	Aquifer (mS, gs, fs)	Schluffiger Feinsand
Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-5}$
Gradient i [1]	0,002	0,002
effektive Porosität n_e [1]	0,22	0,15
Mächtigkeit M [m]	110	0 – 7
Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/d]	0,35	0,07
Speicherkoeffizient [1]	$2,2 \cdot 10^{-3}$	n.b.
Sorptionskoeffizient K_d [l/g]	0,0012	0,0014
Retardation [1] für Na^+ -Ionen	11	15,6

Nach dem Hydrogeologischen Gutachten (ERDBAULABORS KRAUSE 1995) wird für den Geschiebelehm und -mergel eine horizontale Durchlässigkeit von durchschnittlich $k_f = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s angegeben, so daß die hangenden Schichten der Grundwasserleiter im Bereich der Barnim-Hochfläche als nahezu undurchlässig angenommen werden können. Die effektive Porosität wurde auf $n_e = 0,1$ geschätzt.

Die vertikalen Dichtwände wurden als nahezu undurchlässig betrachtet und im Modell mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von $k_f = 1 \cdot 10^{-10}$ m/s versehen. Dieses entspricht der mittleren Durchlässigkeit von Dichtwänden mit einem Mischungsverhältnis von 40 - 50 kg/m³ Bentonit und 200 - 250 kg/m³ Zement (BLINDE 1991). Für die vertikalen Baugrubendichtwände wird zur modelltechnischen Vereinfachung eine Stärke von 1 m angenommen.

Die Weichgelsohle besitzt nach BRANDL & PLANKEL (1987) einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 1,4 - 3,3 \cdot 10^{-6}$ m/s, unter Berücksichtigung der Wasserhaltungsrate ($Q = 8,38$ m³/h) ergab sich rechnerisch ein k_f -Wert von ca. $9 \cdot 10^{-7}$ m/s, so daß im Modell ein k_f - Wert von $2 \cdot 10^{-6}$ m/s verwendet wurde. Die mittlere Mächtigkeit der Sohle wurde auf $M = 1,5$ m festgelegt.

Die Struktur des vertikalen Modells ist in Abb. 5.15 dargestellt.

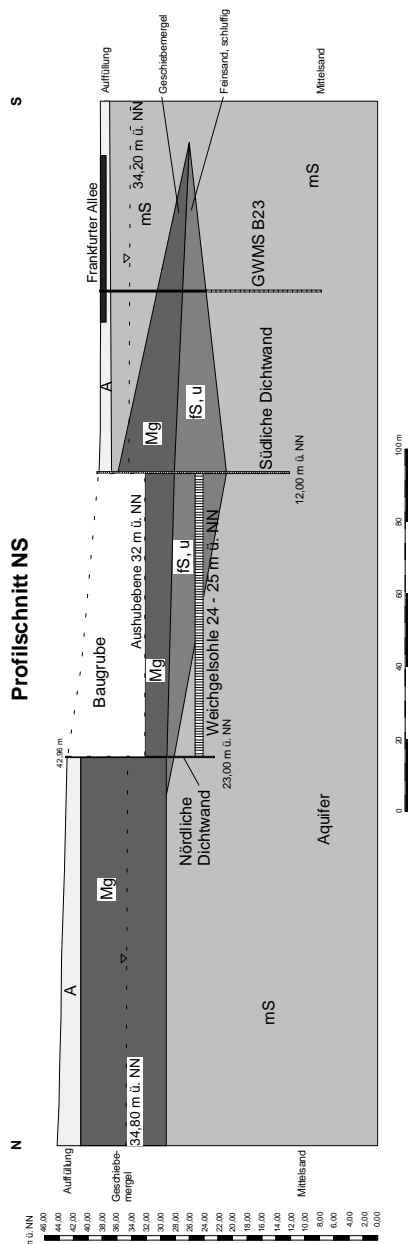


Abb. 5.15: Geologische Struktur des Vertikalmodells

Für die vertikalen Durchlässigkeitsbeiwerte wurde generell 1/10 des jeweiligen horizontalen Durchlässigkeitsbeiwertes angenommen (FETTER 1999).

Die Dispersivitäten für die Berechnung des Stofftransports wurden mit $\alpha_l = 5$ m bzw. $\alpha_t = 0,5$ m (= 1/20 bzw. 1/200 der Fließstrecke (FETTER 1999)) in das Modell implementiert. Entsprechend dem Kriterium der Gitter-PECLET-Zahl ($Pe \leq 2,0$) (Formel 2.20) muß $\alpha_l \geq 0,2$ m sein, die Bedingung wird somit erfüllt.

5.6.1.2 Randbedingungen und Modellnetz

Die Lage des nördlichen und südlichen Modellrandes orientiert sich an dem regionalen Grundwassergleichenplan (Abb. 5.5). Die Ränder werden als Festpotentialränder mit einem Potential von $h_{\text{Nord}} = 34,8$ m ü. NN und $h_{\text{Süd}} = 34,20$ m ü. NN in das Modell eingebaut (Randbedingung 1. Ordnung). Daraus ergibt sich bei einer Profillänge von 290 m ein Gradient von $i = 0,002$ (s. Tab. 5.4).

Der obere Modellrand wird durch die Geländeoberfläche gebildet, die aus der topographischen Karte (TK5) entnommen wurde. Der untere Modellrand wurde auf das Höhenniveau 0 m NN als undurchlässiger Rand festgelegt, wobei darauf geachtet wurde, daß von diesem Modellrand keine Beeinflussung auf die Grundwasserströmung ausgeübt wird. Die Höhe des Modells beträgt somit ca. 43 m.

Für das vertikale Modellgebiet ergibt sich eine Fläche von ca. 11600 m². Die „Mächtigkeit“ (horizontale Breite) dieses Vertikalschnittes liegt aus modelltechnischen Gründen bei 1 m (DIERSCH 1996).

Für die instationäre Stofftransportberechnung ergibt sich folgender Zeitplan:

0. – 23. Tag	Weichgelinjektion ohne Wasserhaltung	(23 Tage)
24. – 64. Tag	Weichgelinjektion und Wasserhaltung	(41 Tage)
65. – 274. Tag	Wasserhaltung	(210 Tage)
275. – 365. Tag	Phase nach der Wasserhaltung	(91 Tage)

Aus dem COURANT-Kriterium (2.18) ergibt sich eine numerisch stabile Zeitschrittlänge ab $\Delta t \leq 1,33$ Tagen. Daher wurden die instationären Modellrechnungen mit einer Zeitschrittlänge von 1 Tag durchgeführt.

Wie in Kap. 5.4.3 beschrieben, wurde die Wasserhaltung während der 251 Tage mit einer durchschnittlichen Förderrate von $169,99 \text{ m}^3/\text{d}$ betrieben. Bei einer Baugrubenfläche von $8054,15 \text{ m}^2$ ergibt sich somit eine durchschnittliche Förderrate von $21,11 \text{ l/d pro m}^2$ Baugrubenfläche. Diese Förderrate wurde auf dem 78 m langen Baugrubenteilstück des Vertikalschnittes pro Meter angesetzt.

Das Modellgebiet wurde mit ca. 51.000 Finite-Elemente-Zellen diskretisiert. Die Elementseitenlängen variieren dabei zwischen $\Delta l = 0,4 - 0,6 \text{ m}$, die Flächen zwischen $0,1 - 0,2 \text{ m}^2$.

5.6.1.3 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung erfolgte in erster Linie anhand der gemessenen Grundwasserstandsdaten außerhalb der Baugrube. Dazu wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte als Variablen betrachtet, durch deren Variation eine bestmögliche Anpassung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserdruckhöhen erzielt wurde. Die so gewonnenen Eingangsgrößen sind in Tab. 5.4 dargestellt.

Eine weitere Kalibrierung erfolgte anhand der Restwasserhaltung und den daraus resultierenden Grundwasserdruckhöhen innerhalb der Baugrube. Vor Beginn der Wasserhaltung herrschte in der Baugrube eine unbeeinflusste Druckhöhe von ca. $34,50 \text{ m NN}$. Durch die Restwasserhaltung wurde diese auf ca. $31,50 \text{ m NN}$, etwa $0,5 \text{ m}$ unter Aushubniveau, abgesenkt. Die berechneten Druckhöhen innerhalb der Baugrube mußten diesen Verlauf widerspiegeln. Durch die Variation der Förderrate wurde diese Anpassung vorgenommen, wobei die Förderrate zur optimalen Anpassung auf $21,8 \text{ l/d pro m}^2$ leicht erhöht wurde. Der zeitliche Verlauf dieser Grundwasserdruckhöhen ist in Abb. 5.16 dargestellt.

Zur Überprüfung der numerischen Genauigkeit wurde außerdem eine sogenannte Budget-Analyse durchgeführt. Dazu wurden sämtliche Wassermengen, die über Randbedingungen in das Modell hineinfließen, den ausfließenden gegenübergestellt. Bei der stationären Strömungsmodellierung ergab sich ein Modellzufluß von $1,754 \text{ m}^3/\text{d}$ gegenüber einem Modellausfluß von $1,753 \text{ m}^3/\text{d}$. Daraus resultiert ein äußerst geringer Rechenfehler von ca. 1 l/d , der als völlig zufriedenstellend zu bewerten ist.

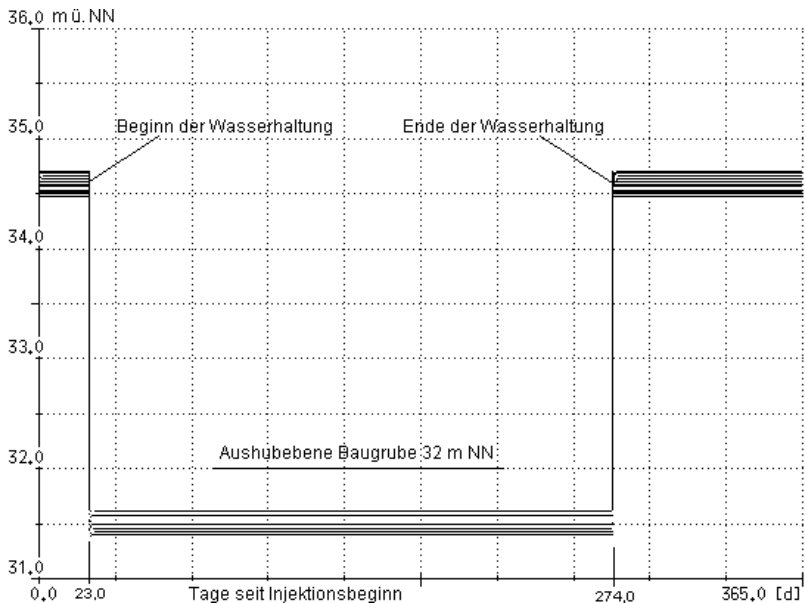


Abb. 5.16: Zeitlicher Verlauf der berechneten Grundwasserdruckhöhen in m ü. NN innerhalb der Baugrube "Ringcenter II"

Der zeitabhängige Natriumeintrag aus der Weichgelsohle wurde anhand der gemessenen Natrium-Ionen-Konzentration im gesamten Restwasser invers bestimmt. Als Problem erwies sich dabei die geringe Meßdichte zu Beginn der Wasserhaltung (Abb. 5.17). Es liegt nur ein Meßwert vom 41. Tag seit Injektionsbeginn vor, folglich erst 17 Tage nach Start der Wasserhaltung. Da die Förderbrunnen unmittelbar über der Injektionssohle installiert wurden und die Fließstrecke von der Oberkante der Weichgelsohle zu den Brunnen sehr gering ist, muß sich ein deutlich steilerer Anstieg der Natriumkonzentration im Förderwasser ausgebildet haben, als durch die gemessene Kurve in Abb. 5.17 dargestellt wird. Aus diesem Grund wird für die Kalibrierung des Natriumeintrags aus der Weichgelsohle ein interpretierter, realistischerer Kurvenverlauf benutzt (Abb. 5.17).

Die Kalibrierung erfolgte analog zu den inversen Bestimmungen an den Umströmungsversuchen im Labor (Kap. 4.4). Der zeitliche Natriumeintrag wurde solange in Zeit und Konzentration variiert, bis die berechneten und interpretierten Konzentrationen im Restwasser nahezu identisch waren. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den Abb. 5.17 und Abb. 5.18 dargestellt.

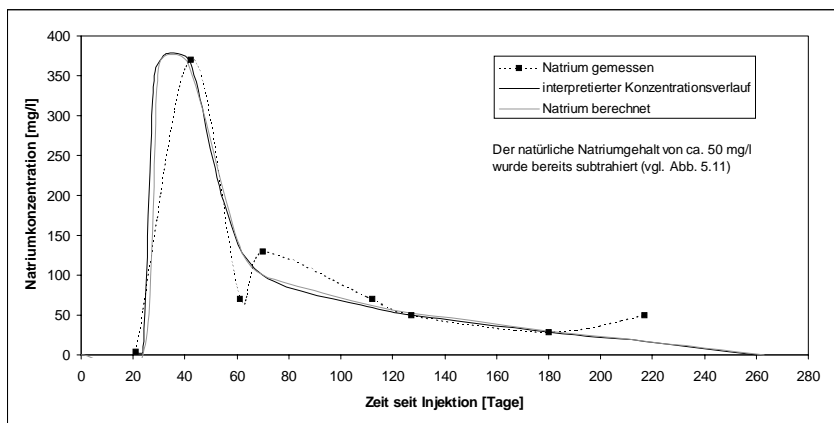


Abb. 5.17: Gemessene, interpretierte und berechnete Natrium-Ionen-Konzentrationen im Förderwasser

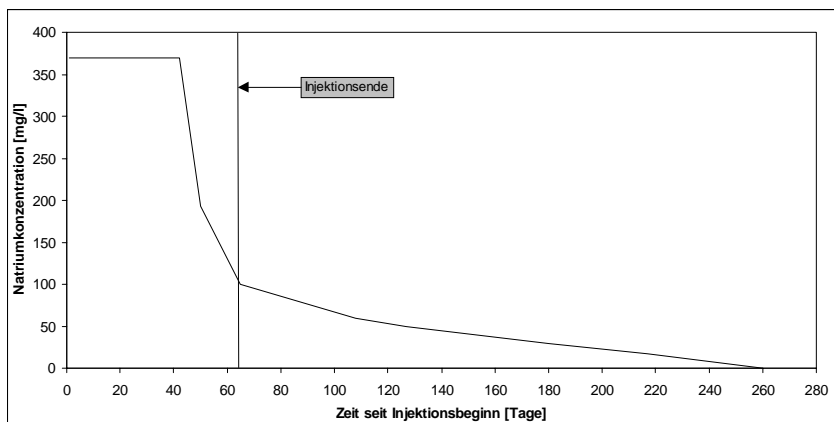


Abb. 5.18: Invers ermittelter Natrium-Ionen-Eintrag aus der Weichgelsohle der Baugrube "Ringcenter II"

Die Ergebnisse in Abb. 5.17 zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen dem interpretierten und dem berechneten Konzentrationsverlauf im Förderwasser. Der daraus resultierende zeitliche Natrium-Ionen-Eintrag ist in Abb. 5.18 dargestellt. Die Abbildung zeigt einen konstanten, hohen Natriumeintrag von ca. 370 mg/l bis zum 45. Tag seit Injektionsbeginn. Mit diesem Verlauf wird die lange Injektionsphase berücksichtigt, die vom ersten Tag an mit hoher Intensität durchgeführt wurden und zu keiner Zeit unterbrochen wurde. In den

letzten Tagen der Injektionsphase (40. Tag) bis zum Ende (64. Tag) war die eigentliche Erstellung der Dichtsohle bereits abgeschlossen und es kam nur noch zu kleinflächigen oder punktuellen Injektionen an Problemstellen. Daher nimmt auch der Natriumeintrag bis zum 64. Tag stark ab. Der nun folgende langanhaltende Eintrag mit geringen Konzentrationen ist bereits aus den Beobachtungen der Laborversuche bekannt. Es handelt sich auch hier um den Natriumanteil, der innerhalb des Weichgelskörpers stöchiometrisch freigesetzt wurde und nun langsam durch diffusive Vorgänge und die Gelalterung in das umströmende Grundwasser abgegeben wird (vgl. Kap. 4.2).

5.6.1.4 Ergebnisse der Modellrechnungen

Die ersten Rechenläufe dienten der Ermittlung der hydraulischen Situation unterhalb und im Umfeld der Baugrube "Ringcenter II". Hierbei standen besonders die Auswirkungen der Restwasserhaltung im Vordergrund. Diese Strömungsmodellierungen wurden stationär durchgeführt.

In die auf den Strömungsmodellen basierenden Stofftransportberechnungen wurden anschließend die verschiedenen Phasen der Weichgelinjektion und der Wasserhaltung implementiert. Die Stofftransportmodellierung wurde folglich instationär durchgeführt. Der berechnete Beobachtungszeitraum betrug in allen Fällen 365 Tage ab Injektionsbeginn.

Zur Darstellung der jeweiligen Beeinflussungen des Stofftransportes durch die Sorptionsprozesse und die Wasserhaltung wurden drei Szenarien durchgeführt. In einem ersten Modellansatz sollte die reale Situation der Bedingungen vor Ort nachgebildet werden. In diesem Ansatz wurde sowohl die Wasserhaltung als auch die im Aquifer wirksame Sorption berücksichtigt.

In einem zweiten Ansatz wurde der Stofftransport nur unter Berücksichtigung der Wasserhaltung, aber ohne Sorption durchgeführt. Aus dem Vergleich der beiden Berechnungen sollte der Einfluß der Sorptionsprozesse auf die Konzentration des Natrium-Ions im Grundwasser im Geländemaßstab ersichtlich werden.

Die dritte Stofftransportmodellierung wurde ohne Wasserhaltung und Sorption durchgeführt. Diese Modellrechnung stellt somit eine 'worst-case-Studie' dar, die die maximale Ausbreitung der eingetragenen Stoffe ohne die retardierenden Faktoren verdeutlicht.

5.6.1.4.1 Modellrechnungen zur Ermittlung der hydraulischen Situation ohne und mit Berücksichtigung der Wasserhaltung

Die Ergebnisse der hydraulischen Berechnungen sind in den Abb. 5.19 und Abb. 5.20 dargestellt. Die Berechnung ohne Wasserhaltung (Abb. 5.19) verdeutlichen das Unterströmen der Baugrube und den Einfluß der nördlichen und südlichen Dichtwand auf den Grundwasserstrom. Insbesondere die bis 12,00 m NN tief in den Aquifer hineinreichende südliche Dichtwand verursacht eine lokale Verringerung des Aquiferquerschnitts und somit eine lokale Erhöhung der Fließgeschwindigkeit unmittelbar an dieser Dichtwand. Die Beeinflussung der Grundwasserströmung durch die vertikalen Dichtwände für den gesamten Aquifer ist aber durch die herrschende Mächtigkeit von 110 m als unbedeutend zu bewerten.

In Abb. 5.20 ist der Einfluß der Restwasserhaltung auf den Grundwasserstrom dargestellt. Es ist ersichtlich, daß der Teil des Grundwassers, der oberhalb ca. 10 m NN auf die Baugrube zuströmt, durch die Restwasserförderung angezogen wird und durch die Weichgelsohle in die Baugrube gelangt. Der tieferfließende Anteil bleibt von der Wasserhaltung unbeeinflusst und unterströmt die Baugrube.

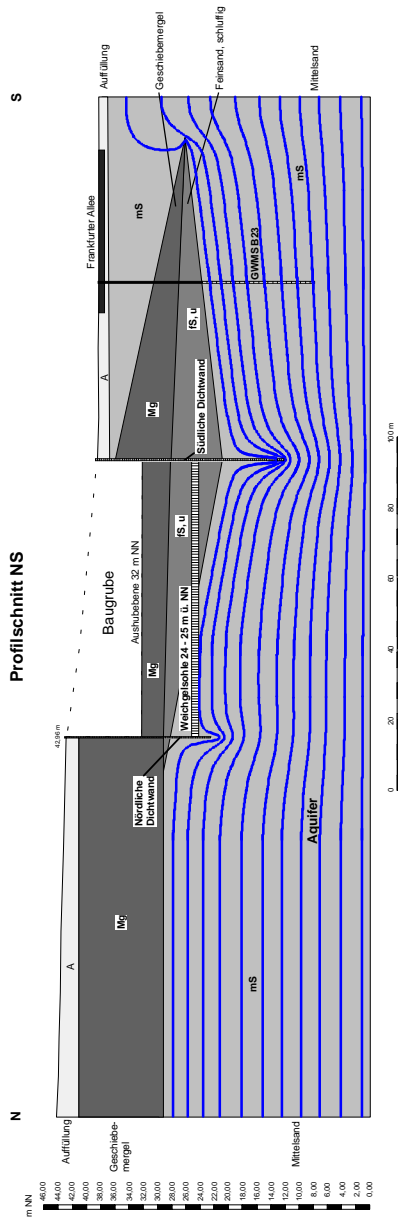
Betrachtet man das Volumen des in die Baugrube strömenden Wassers, so ist dieses aufgrund der niedrigen Strömungsgeschwindigkeit gering. Bei einer durchströmten Fläche bis zur Geschiebemergelunterkante von $F = 18 \text{ m}^2$ (von 10 m NN bis 28 m NN, vertikale Breite = 1 m) ergibt sich nach DARCY:

$$Q = k_f \cdot F \cdot i = 4,5 \cdot 10^{-4} [\text{m/s}] \cdot 18 [\text{m}^2] \cdot 0,002 = 1,4 \text{ m}^3/\text{d}$$

Diese Rate entspricht annähernd der Förderrate der Restwasserhaltung auf diesem Abschnitt von $Q = 78 \cdot 21,8 \text{ l/d} = 1,7 \text{ m}^3/\text{d}$.

Die Abb. 5.20 zeigt außerdem, daß durch die Wasserhaltung eine entgegengesetzte Strömung von der Weichgelsohle in den Aquifer unterbunden wird. Dadurch wird schon mittels dieser Strömungsmodellierung deutlich, daß während der Wasserhaltungsphase ein Eintrag von Inhaltsstoffen aus der Weichgelsohle in den Aquifer nicht erfolgen kann.

Abb. 5.19: Grundwasserströmung unterhalb der Baugrube "Ringcenter II" ohne Wasserhaltung



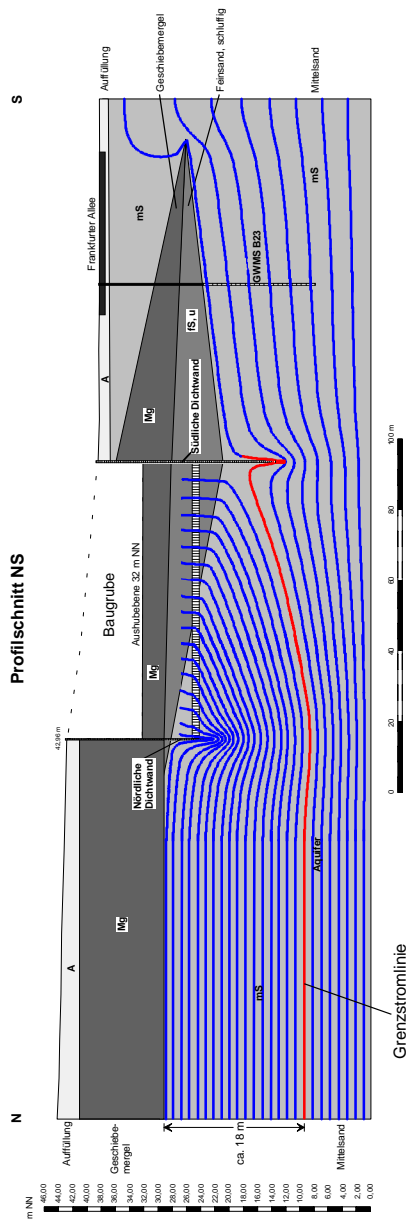


Abb. 5.20: Grundwasserströmung unterhalb der Baugrube "Ringcenter II" mit Wasserhaltung

5.6.1.4.2 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse

In den Abb. 5.21 bis Abb. 5.24 sind die Ergebnisse der Stofftransportmodellierungen unter Einbeziehung der Wasserhaltung und der im Aquifer herrschenden Sorption dargestellt. Diese Modellrechnungen verdeutlichen den Transport von eingetragenen Inhaltsstoffen aus der Weichgelsohle mit der Zeit und geben somit die realen Bedingungen für die Stoffverfrachtung an der Baugrube und in deren Umfeld wieder.

Dargestellt ist jeweils die Konzentrationsverteilung nach 23, 64, 274 und 365 Tagen seit Injektionsbeginn. Am 23. Tag liegt die Stoffausbreitung unmittelbar vor Beginn der Wasserhaltung (24. Tag) vor. Am 64. Tag endet die Weichgelinjektion, am 274. Tag endet die Wasserhaltung und der 365. Tag stellt den Zustand nach einem Jahr seit Injektionsbeginn dar.

Die Konzentrationsverteilung ist in Form von Isolinien beschrieben. Die Konzentrationsangaben sind in mg/l angegeben, wobei von diesem Wert bereits die natürliche Natrium-Grundlast von 50 mg/l abgezogen ist (vgl. Abb. 5.11). Die gezeigten Konzentrationen geben folglich den reinen Austrag bzw. die Konzentrationserhöhung zur natürlichen Natriumkonzentration wieder.

Dargestellt ist in der Regel ein minimaler Konzentrationseintrag von 20 mg/l. Durch die hohe natürliche Natrium-Grundlast von ca. 50 - 80 mg/l und den hohen natürlichen Schwankungsbereich der Konzentrationen von ca. 20 mg/l (vgl. Abb. 5.11) ist eine Konzentrationserhöhung erst ab ca. 30 mg/l überhaupt in den Beobachtungspegeln eindeutig als baubedingter Eintrag zu identifizieren.

Die Abb. 5.21 und Abb. 5.22 zeigen, daß bis zum Ende der Injektionsarbeiten am 64. Tag ein Natriumeintrag aus der Weichgelsohle sowohl nach unten in den Aquifer als auch nach oben in den Baugrubenbereich stattfindet. Bis zum 23. Tag erfolgt dieser Eintrag durch die höhere transversale Dispersion vorwiegend in Richtung Aquifer. Zu einer Verfrachtung dieser Natrium-Ionen kommt es aber aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeit von maximal 0,3 m pro Tag nur in einem geringen Maße. Da ein Teil der Weichgelsohle in die schluffigen Feinsande injiziert wurde, werden die dort freigesetzten Bestandteile aufgrund der geringeren Durchlässigkeiten und der höheren Sorptionskapazität dieses Sedimentes zusätzlich an einer Verfrachtung mit dem Grundwasser behindert (Abb. 5.21).

Mit dem Beginn der Wasserhaltung entsteht ein hydraulischer Gradient in Richtung Baugrube, so daß der überwiegende Stoffanteil in die Baugrube hineingezogen wird. Dieser Effekt wird an der Isolinenverteilung der Natriumkonzentrationen in Abb. 5.22 deutlich. Im Aquifer ist zwar eine Konzentrationserhöhung vorhanden, die großen Natriummengen befinden sich aber bereits oberhalb der Dichtsohle in der Baugrube.

Am Ende der Wasserhaltung (274. Tag) sind alle signifikanten Natriumanteile des Eintrags durch die Wasserhaltung in die Baugrube gesogen worden. Die höchsten Natriumkonzentrationen befinden sich unmittelbar an der Unterkante des Geschiebemergels, da sie durch den hydraulischen Gradienten in die Baugrube streben, der Geschiebemergel aber durch seine sehr geringe Durchlässigkeit nur sehr langsam zu durchdringen ist. Die Weichgelsohle gibt zu diesem Zeitpunkt keine meßbaren Konzentrationen an Natrium mehr ab. Durch die Wasserhaltung wurde bereits der überwiegende Anteil der eingetragenen Natrium-Ionen aus dem Baugrubenbereich entfernt (Abb. 5.23).

Nach dem Abschalten der Förderbrunnen verbleiben die restlichen Anteile bis zum Beobachtungsende am 365. Tag zwischen der Weichgelsohle und dem Geschiebemergel. In diesem Zwischenraum herrscht jetzt durch die vertikalen und horizontalen Dichtwände ein strömungsfreier Raum, so daß ein advektiver Stofftransport mit einer Grundwasserströmung nicht mehr stattfindet. Durch diffusive Prozesse wird die noch zurückbleibende Natriumfracht sehr langsam verdünnt (Abb. 5.24).

Die Ergebnisse dieser Modellrechnungen verdeutlichen, daß unter den gegebenen hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen an der Baugrube "Ringcenter II" eine räumliche Verfrachtung von Bestandteilen oder Reaktionsprodukten aus der Weichgelsohle unterbunden wird. Die freigesetzten Stoffe, hier repräsentativ dargestellt durch das Natrium-Ion, gelangen zu keiner Zeit in den Abstrombereich der Baugrube, so daß es zu keiner qualitativen Beeinträchtigung des Grundwassers im Umfeld kommt. Diese Ergebnisse bestätigen somit die hydrochemischen Analysen der Pegelbeprobungen, die selbst unmittelbar an der südlichen Dichtwand (B16, B17) keine baubedingten Konzentrationserhöhungen aufzeigten (Abb. 5.11).

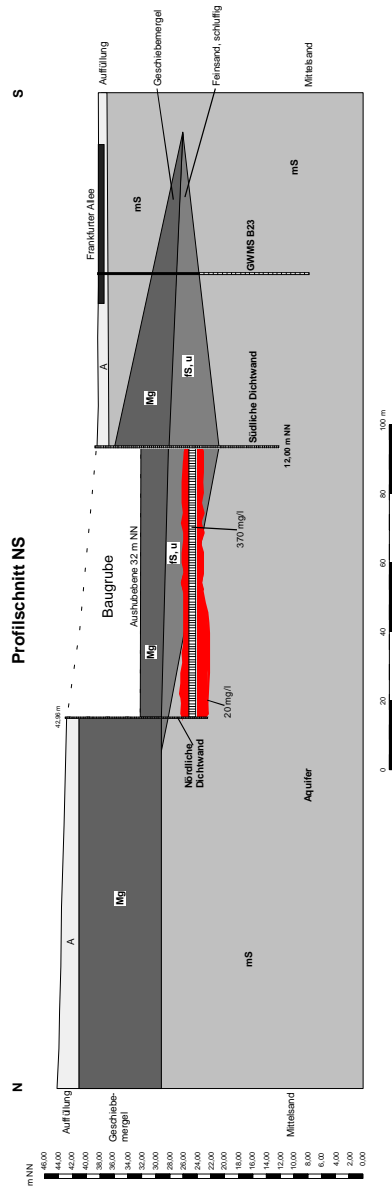


Abb. 5.21: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und Sorption $K_d = 0,0012$ l/g

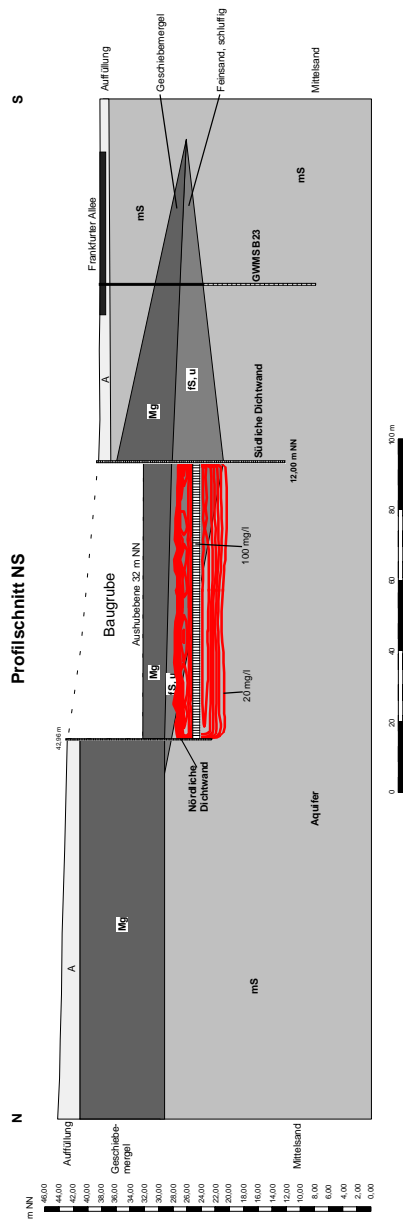
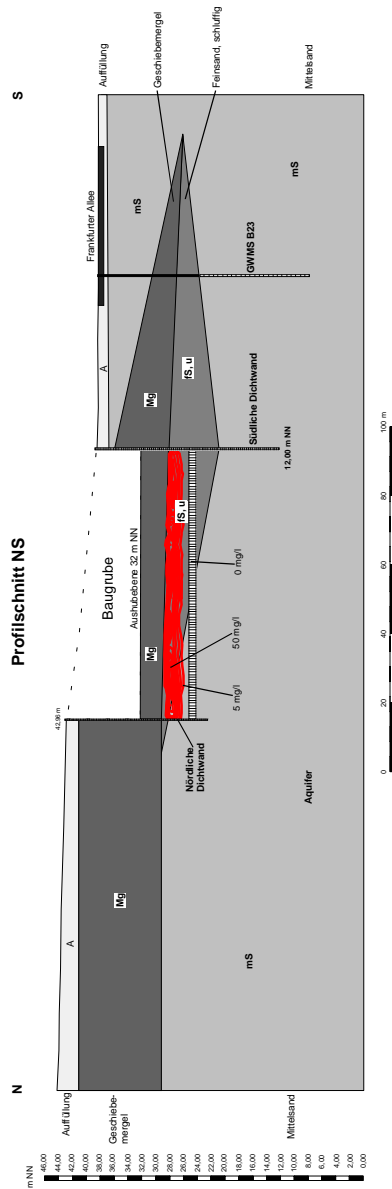


Abb. 5.22: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn, Sorption $K_d = 0,0012 \text{ l/g}$

Abb. 5.23: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung, Sorption $K_d = 0,0012 \text{ l/g}$



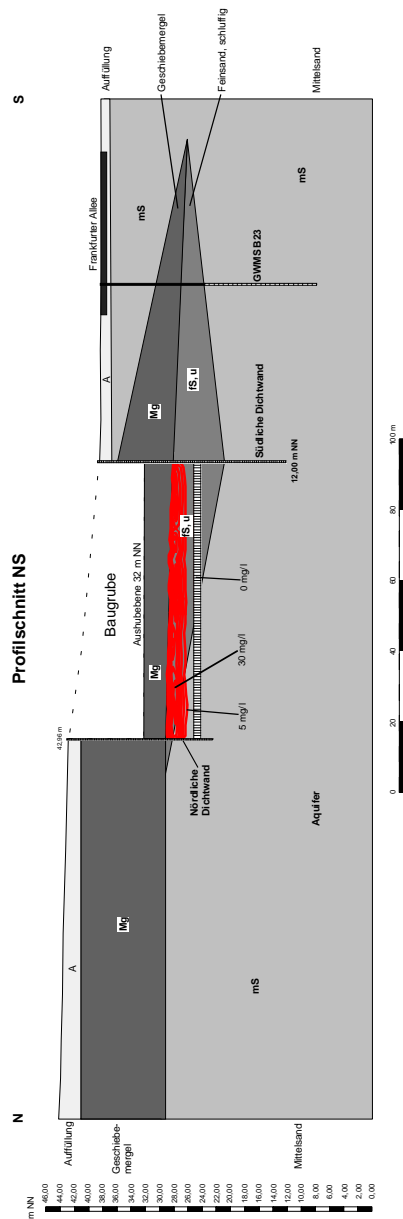


Abb. 5.24: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn, Sorption $K_d = 0,0012 \text{ l/g}$

5.6.1.4.3 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung aber ohne Sorptionsprozesse

Der gleiche Modellansatz wie im vorherigen Kapitel nur ohne die Implementierung der Sorption verdeutlicht den Einfluß des vor Ort herrschenden Sorptionsvermögens der Aquifersedimente.

Die Ergebnisse dieser instationären Stofftransportmodellierungen sind in den Abb. 5.25 bis Abb. 5.28 dargestellt. Die Abbildungen zeigen ebenfalls die Konzentrationsverteilung des Natrium-Ions nach 23, 64, 274 und 365 Tagen.

Vergleicht man die Ergebnisse dieser Rechenläufe mit denen des Modellansatzes mit implementierter Sorption, so zeigt sich, daß die eingetragenen Natrium-Ionen durch den Grundwasserstrom eine erheblich stärkere Verfrachtung ohne die Sorption erfahren. Schon nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn (Abb. 5.25) kommt es im Aquifer unter der Weichgelsohle zu einer verstärkten Anreicherung der eingetragenen Stoffe.

Trotz Wasserhaltung ist dieser Trend auch am 64. Tag zu beobachten (Abb. 5.26). Die Wasserhaltung zieht zwar auch hier den überwiegenden Teil des Natriums in die Baugrube hinein, doch im Aquifer unterhalb der Dichtsohle können sich ebenfalls Natrium-Ionen durch die Grundwasserströmung ausbreiten.

Die Situation am Ende der Wasserhaltung (274. Tag, Abb. 5.27) ähnelt im Bereich oberhalb der Dichtsohle dem Ergebnis mit Sorption (Abb. 5.23). Fast der gesamte Natriumeintrag aus der Weichgelsohle wurde durch die Restwasserförderung in den Baugrubenbereich unterhalb des Geschiebemergels gezogen. Der wesentliche Unterschied dieses Rechenlaufs ist aber, daß eine kleine 'Natriumwolke' mit einer Konzentration um 5 mg/l den Einflußbereich der Restwasserhaltung überwinden konnte und mit der Grundwasserströmung bereits die tiefe südliche Dichtwand passiert hat.

Am 365. Tag (Abb. 5.28) ist diese Wolke nicht mehr zu erkennen. Die Natrium-Ionen sind zwar mit dem Grundwasser weiter verfrachtet worden, durch die Dispersionseffekte und die zunehmende Verdünnung ist die Konzentration jedoch unter 2 mg/l gesunken, so daß sie in der Abbildung nicht mehr erscheint. Selbst wenn die 'Natriumwolke' im Konzentrationsbereich von 5 mg/l geblieben wäre, wäre es unwahrscheinlich, diese Konzentrationserhöhung in den Beobachtungspegeln zu erkennen, da allein die natürliche

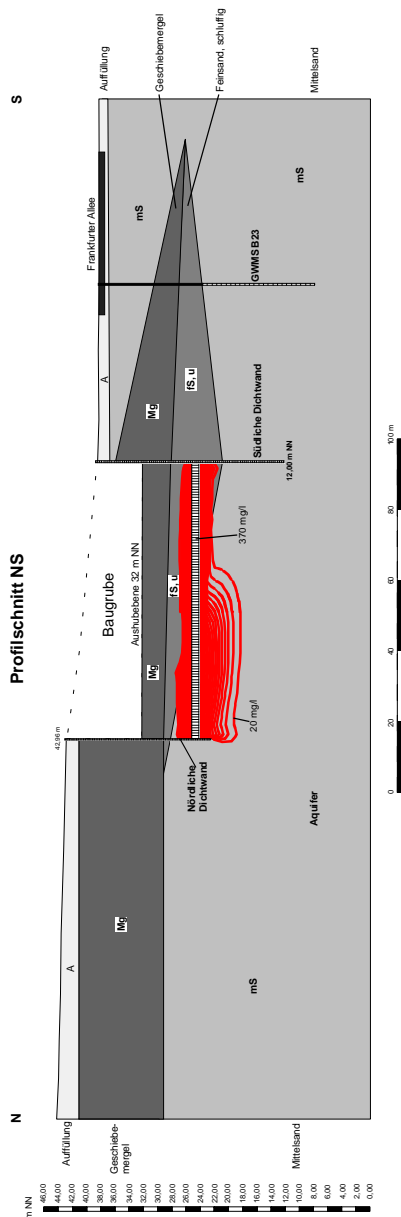


Abb. 5.25: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

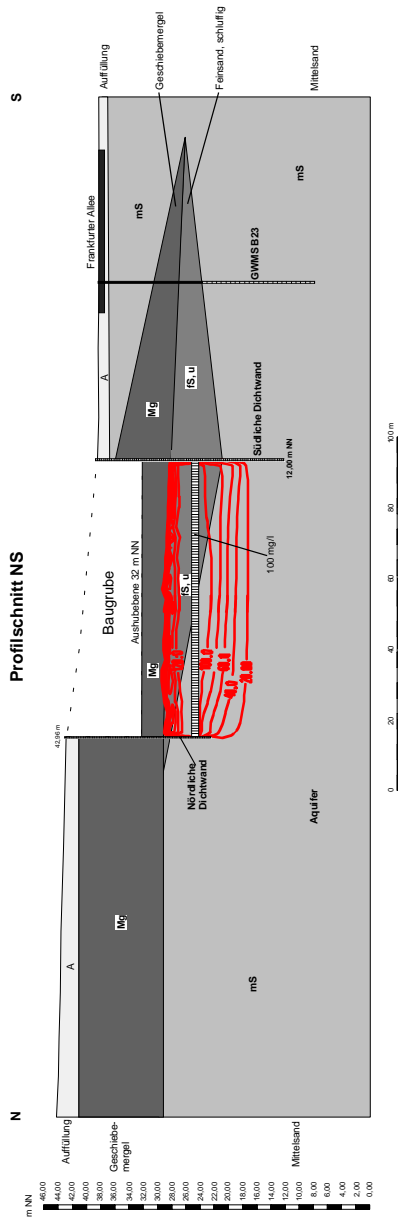


Abb. 5.26: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Sorption

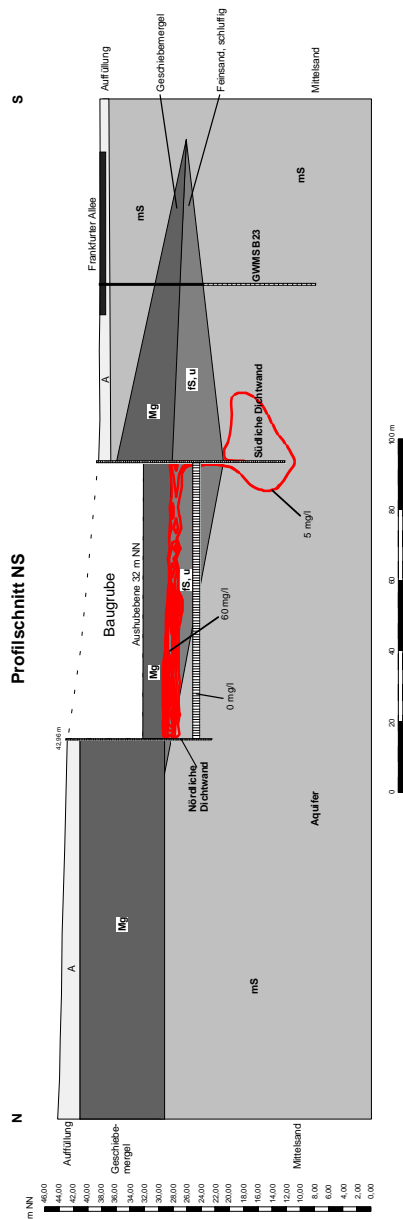
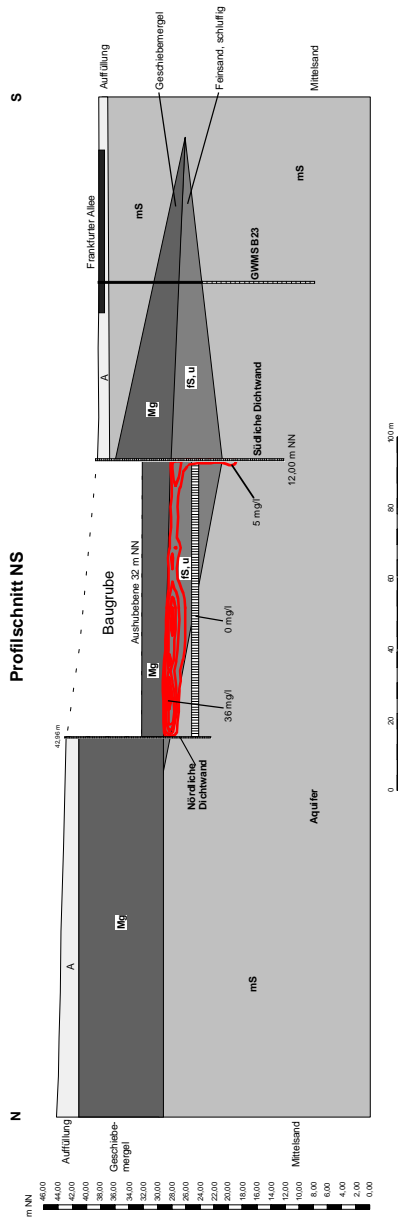


Abb. 5.27: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung und ohne Sorption

Abb. 5.28: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Sorption



Natrium-Grundlast des Grundwassers schon einen Schwankungsbereich von ca. 30 mg/l aufweist (vgl. Abb. 5.11).

5.6.1.4.4 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports ohne Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse

In einem dritten vertikalen Modellansatz sollte der Einfluß der Wasserhaltung auf die Natrium-Ionen-Verfrachtung verdeutlicht werden. Dazu wurden Modellrechnungen ohne Wasserhaltungsphase und ohne Sorptionsprozesse durchgeführt. Dieser Modellansatz stellt somit die ungünstigsten Bedingungen für eine Grundwassergefährdung dar und wird daher auch als 'worst-case-Studie' bezeichnet. Diese Studie stellt zwar keinen realistischen Ansatz dar, doch sie verdeutlicht, in wie weit überhaupt baubedingt eingetragene Stoffe unter einer Verkettung der ungünstigsten Bedingungen mit dem Grundwasser verfrachtet werden und somit die Grundwasserqualität beeinflussen.

Analog zu den bereits vorher durchgeführten Modellrechnungen werden auch hier die Situationen am 23., 64., 274. und 365. Tag nach Injektionsbeginn dargestellt.

Abb. 5.29 zeigt die Konzentrationsverteilung nach 23 Tagen. Sie zeigt das gleiche Bild wie Abb. 5.25, da bis dahin bei beiden Modellen die gleichen Bedingungen herrschen. Wiederum ist hier eine deutliche stärkere Natriumausbreitung im Grundwasser zu erkennen, als unter Sorptionsbedingungen (vgl. Abb. 5.21).

Nach 64 Tagen zeigt sich schon ein deutlicher Unterschied zu den vorherigen Berechnungen. Bis zu diesem Zeitpunkt kommt es bereits zu einem sehr großen Natrium-Ionen-Eintrag in den Aquiferbereich unterhalb der Weichgelsohle (Abb. 5.30). Oberhalb der Sohle treten zwar die höchsten Konzentrationen (ca. 220 mg/l) auf, doch selbst durch die Verdünnungsprozesse im Aquifer durch das stetig heranströmende unbelastete Grundwasser zeigen sich hier Konzentrationen bis ca. 140 mg/l.

Das Ergebnis des 274. Tages (Abb. 5.31) hebt die Unterschiede zu den vorherigen Modellrechnungen noch deutlicher hervor. Durch die Grundwasserströmung hat sich eine große 'Natriumwolke' mit Konzentrationen größer 20 mg/l in Bewegung gesetzt, die südliche Dichtwand passiert und fast die 50 m entfernte Meßstelle B23 erreicht. In den näher gelegenen Meßstellen (z.B. B16, B17) wären diese Konzentrationserhöhungen eindeutig nachweisbar.

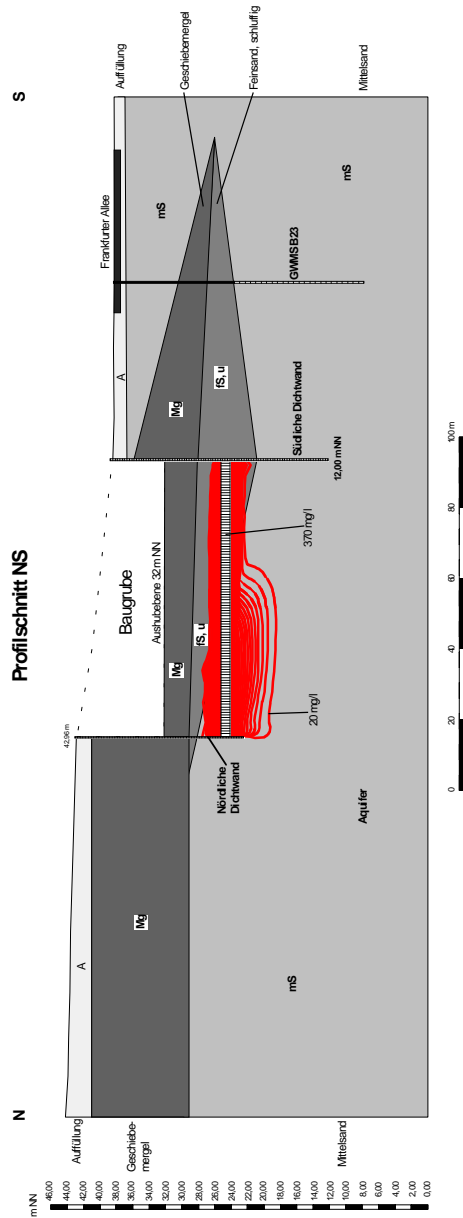


Abb. 5.29: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 23 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

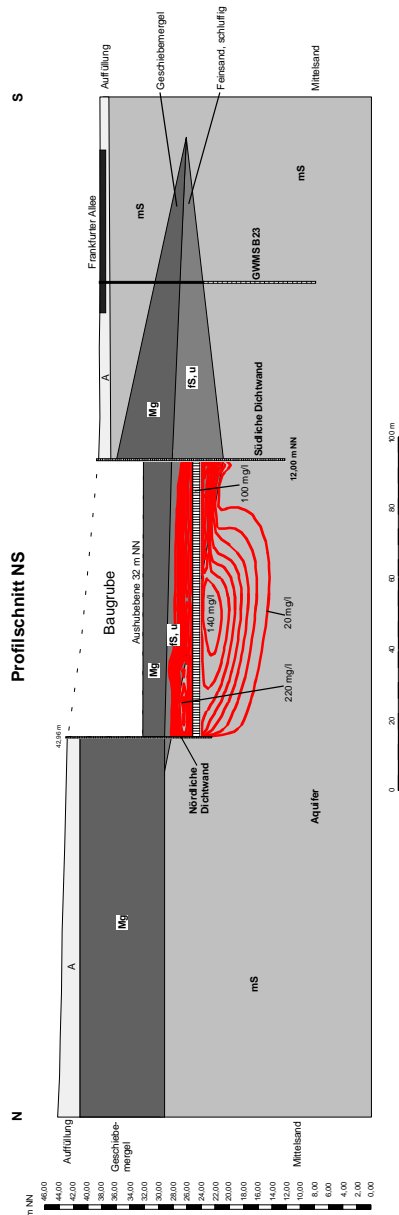


Abb. 5.30: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 64 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

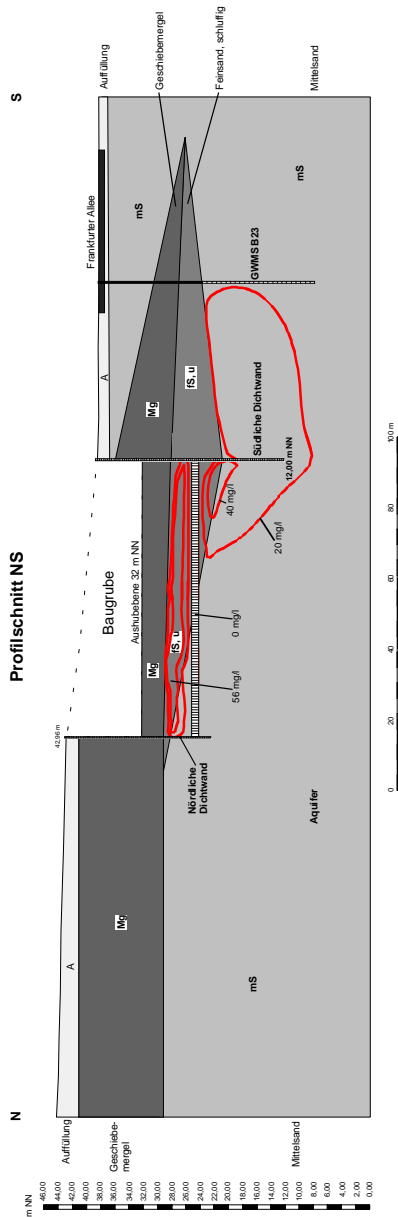


Abb. 5.31: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

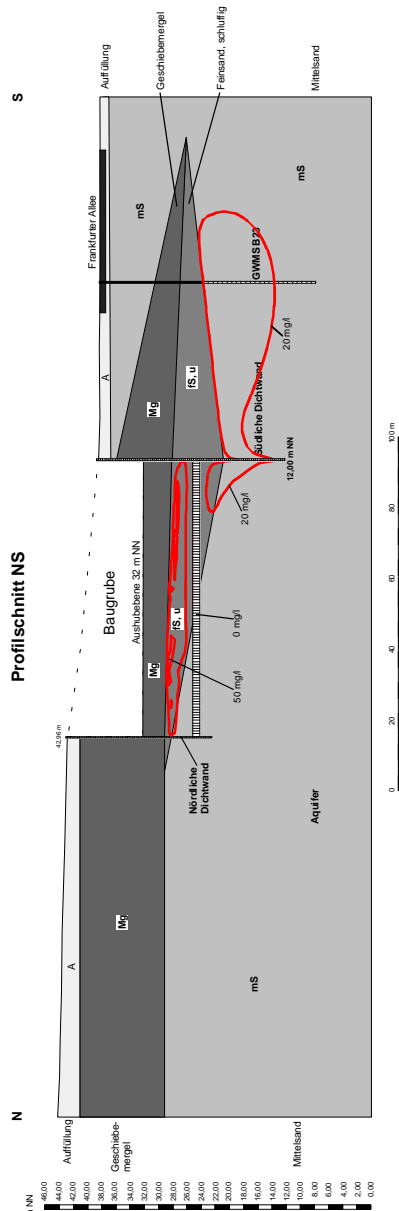


Abb. 5.32: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

Am 365. Tag nach Injektionsbeginn haben die baubedingten Natriumeinträge ($> 20 \text{ mg/l}$) etwa die Mitte der Frankfurter Allee im Süden der Baugrube erreicht (Abb. 5.32). Dieses entspricht einer Fließstrecke von ca. 70 m. Trotz der ständigen Verdünnung durch das Grundwasser und die Dispersion besitzt die Natriumwolke noch immer Konzentrationen um 20 mg/l .

Diese Modellrechnungen zeigen, daß neben der Sorption am Aquifermaterial vor allem die Restwasserhaltung einen entscheidenden Einfluß auf die Verfrachtung der eingetragenen Dichtsohlenmaterialien und deren Reaktionsprodukte hat. Die Restwasserhaltung bewirkt durch den erzeugten hydraulischen Gradienten in Richtung Baugrube, daß die eingetragenen Ionen aus der Weichgelsohle in der Baugrube verbleiben oder aus dem Aquifer durch Fehlstellen in der Dichtsohle in den Baugrubenbereich verfrachtet werden. Unter Berücksichtigung der herrschenden Sorption ist es daher nicht möglich, daß wasserlösliche Baustoffe oder Reaktionsprodukte in den Abstrombereich der Baugrube gelangen. Eine qualitative Grundwasserbeeinträchtigung durch die Weichelinjektionssohle ist folglich unter den hier vorliegenden hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen ausgeschlossen. Dieses wurde ebenfalls durch die hydrochemischen Untersuchungen an den Grundwassermeßstellen bestätigt.

5.6.2 3D Horizontalmodell

In einem dreidimensionalen horizontalen Grundwassermodell wurde durch die Implementierung sämtlicher geologischer Einheiten mit deren hydrogeologischen Eigenschaften sowie den herrschenden Randbedingungen die räumliche Grundwasserströmung im weiteren Umfeld der Baugrube "Ringcenter II" numerisch nachgebildet. Diese Modellrechnungen sollten die Beeinflussung der Grundwasserströmung insbesondere durch die vertikalen Dichtwände verdeutlichen. Durch erste Strömungsberechnungen, die bereits während der Erstellung der vertikalen Dichtwände durchgeführt wurden, war eine exakte Positionierung der Grundwasserbeobachtungsstellen im Abstrom der Baugrube möglich.

Aufbauend auf den Strömungsberechnungen wurde auch hier, analog zum Vertikalmodell, ein Stofftransportmodell aufgesetzt. Die durchgeführten Transportberechnungen sollten nochmals die zeitlichen und räumlichen Verfrachtungen von eingetragenen Inhaltsstoffen oder Reaktionsprodukten aus der Weichelinjektionssohle darstellen. In verschiedenen Rechenläufen wurden

dazu wiederum die Auswirkungen der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse auf den Stofftransport untersucht.

Die Stoffverfrachtung wird am Beispiel des Natrium-Ions durchgeführt. Wie bereits in den voran gegangenen Kapiteln beschrieben, unterliegt es von allen eingetragenen Stoffen der geringsten Sorption am Aquifermaterial und wird während der Gelbildungsreaktion in sehr hohen Konzentrationen freigesetzt (vgl. Kap. 3.3.4.2). Zur Darstellung der maximal möglichen Ausbreitung der Baustoffe mit der Grundwasserströmung besitzt das Natrium-Ion im Sinne einer 'worst-case-Betrachtung' folglich die günstigsten Eigenschaften.

5.6.2.1 Hydrogeologische Eingangsparameter

Die hydrogeologischen Eingangsparameter entsprechen denen des Vertikalmodells. Sie können dem Kap. 5.6.1.1 entnommen werden.

Aufgrund der größeren Fließstrecke im Modellgebiet wurden die Dispersivitäten für die Berechnung des Stofftransports mit $\alpha_l = 15$ m bzw. $\alpha_t = 1,5$ m ($= 1/20$ bzw. $1/200$ der Fließstrecke (FETTER 1999)) in das Modell implementiert. Zur Erfüllung des Kriteriums der Gitter-PECLET-Zahl ($Pe \leq 2$) (2.20) ergibt sich $\alpha_l \geq 11$ m, die Bedingung wird somit erfüllt.

5.6.2.2 Randbedingungen und Modellnetz

Die Lage des Modellgebietes ist in Abb. 5.5 dargestellt. Die nördlichen und südlichen Modellränder orientieren sich an der regionalen Grundwasserströmung. Diese Ränder werden als Festpotentialränder mit einem Potential von $h_{\text{Nord}} = 35,1$ m NN und $h_{\text{Süd}} = 33,90$ m NN in das Modell eingebaut. Daraus ergibt sich bei einer gesamten Fließstrecke von 670 m ein Gradient von $i = 0,002$ (s. Tab. 5.4).

Der westliche und östliche Modellrand liegt parallel zu den Strömungslinien des Grundwassers, so daß über diese Ränder kein Zu- oder Abstrom stattfindet. Die Ränder können daher als undurchlässige Ränder oder sog. 'no-flow-boundaries' in das Modell implementiert werden.

Der dreidimensionale Aufbau des Horizontalmodells ist in Form eines Blockbildes in der Abb. 5.33 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Topographie des Modellgebietes und die Diskretisierung durch Finite-Elemente.

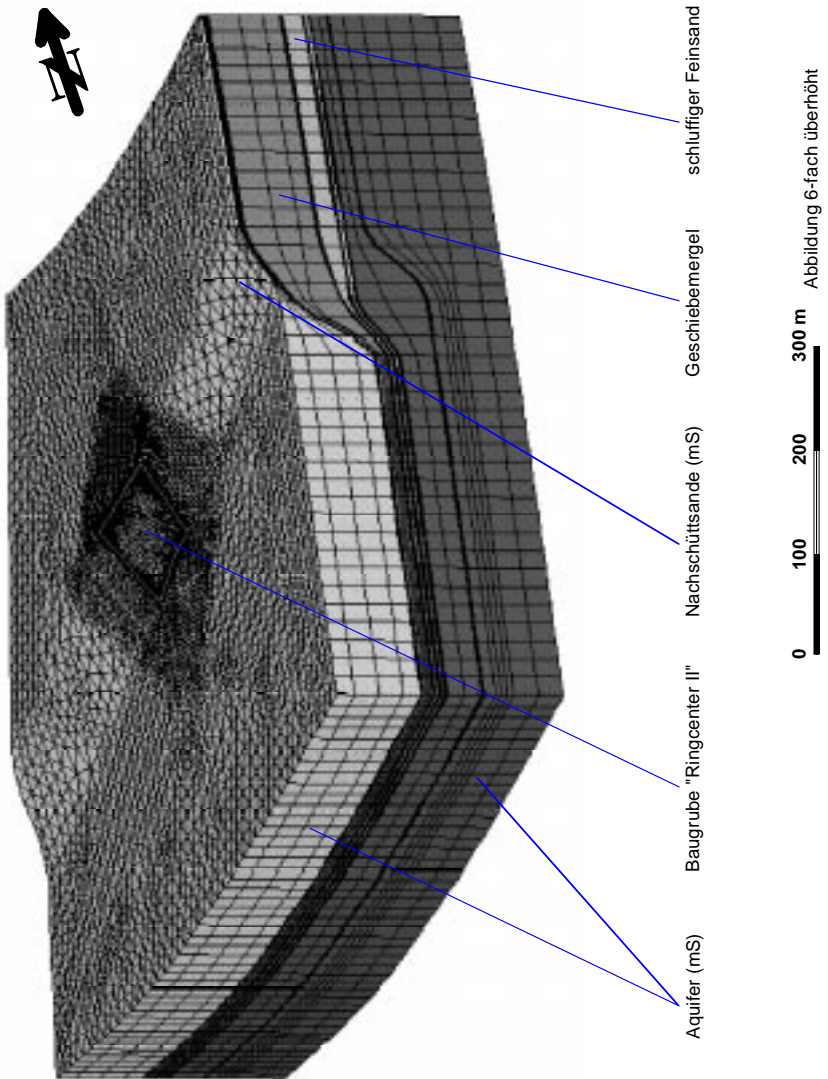


Abb. 5.33: 3D-Blockbild des Modellgebietes

Dabei wird im Bereich der Baugrube die stärkere Diskretisierung durch die sehr kleinen Finite-Elemente-Zellen deutlich. Daneben ist die räumliche geologische Struktur des Untergrundes und deren vertikale Diskretisierung in die verschiedenen Horizonte (Layer) erkennbar. Die Farben geben die unterschiedlichen Sedimenteinheiten wieder. Dabei ist zu beachten, daß im südlichen Bereich des Modellgebietes eine Unterscheidung zwischen Aquifer und Nachschüttandsen wegfällt, da dort die trennende Geschiebemergellage nicht mehr vorhanden ist (vgl. Kap. 5.2).

Da das Modell dreidimensional aufgebaut ist, wird der obere Modellrand durch die Geländeoberfläche gebildet, die aus dem Kartenmaterial entnommen wurde. Der untere Modellrand wurde auch hier auf das Höhengniveau 0 m NN als undurchlässiger Rand festgelegt, wobei darauf geachtet wurde, daß von diesem Modellrand keine Beeinflussung auf die Grundwasserströmung ausgeübt wird.

Für das horizontale Modellgebiet ergibt sich eine Fläche von ca. 450.000 m². Die Mächtigkeit des Modellgebietes beträgt durchschnittlich ca. 40 m.

Das Modellgebiet wurde horizontal mit ca. 24.000 Finite-Elemente-Zellen diskretisiert. Die Elementseitenlängen variieren dabei zwischen $\Delta l = 0,6 - 5$ m im Baugrubenbereich und $\Delta l = 22$ m in den äußeren Modellbereichen. Die Flächen je Element betragen folglich ca. 0,2 - 12 m² bzw. ca. 250 m².

Die vertikale Diskretisierung erfolgte durch 28 Modellagen mit einer Mächtigkeit von 0,2 bis 3 m, so daß insgesamt das numerische Modell ca. 670.000 Finite-Elemente-Zellen aufweist. Der dreidimensionale Elementtyp ist ein 6-knotiges triangulares Prisma.

Analog zum Vertikalmodell ergibt sich für die instationäre Stofftransportberechnung folgender Zeitplan:

0. – 23. Tag	Weichgelinjektion ohne Wasserhaltung	(23 Tage)
24. – 64. Tag	Weichgelinjektion und Wasserhaltung	(41 Tage)
65. – 274. Tag	Wasserhaltung	(210 Tage)
275. – 365. Tag	Phase nach der Wasserhaltung	(91 Tage)

Mathematisch berechnet sich aus dem COURANT-Kriterium (2.18) eine numerisch stabile Zeitschrittlänge von $\Delta t \leq 1,7$ Tagen. Daher wurden die instationären Modellrechnungen mit einer Zeitschrittlänge von 1 Tag durchgeführt.

Wie bereits in Kap. 5.4.3 beschrieben, wurde die Wasserhaltung während der 251 Tage mit einer durchschnittlichen Förderrate von $169,99 \text{ m}^3/\text{d}$ betrieben. Bei einer Baugrubenfläche von $8054,15 \text{ m}^2$ ergibt sich somit eine durchschnittliche Förderrate von $21,11 \text{ l/d pro m}^2$ Baugrubenfläche. Diese Förderate wurde auf 15 Brunnen innerhalb der Baugrube gleichmäßig verteilt, so daß an jedem Brunnen mit $Q = 11,33 \text{ m}^3/\text{d}$ gefördert wurde.

5.6.2.3 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung erfolgte analog der Kalibrierung des Vertikalmodelles (vgl. Kap. 5.6.1.3) auch bei diesen Berechnungen in erster Linie anhand der gemessenen Pegelraten außerhalb der Baugrube. Dazu wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte als Variablen betrachtet, durch deren Variation eine bestmögliche Anpassung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserdruckhöhen erzielt wurde. Die so gewonnenen Eingangsgrößen entsprechen denen des Vertikalmodelles (Tab. 5.4).

Eine weitere Kalibrierung wurde anhand der Restwasserhaltung und den daraus resultierenden Grundwasserdruckhöhen innerhalb der Baugrube durchgeführt. Vor Beginn der Wasserhaltung herrschte in der Baugrube eine unbeeinflusste Druckhöhe von ca. $34,50 \text{ m NN}$. Durch die Restwasserhaltung wurde diese auf ca. $31,50 \text{ m NN}$, etwa $0,5 \text{ m}$ unter Aushubniveau, abgesenkt. Die berechneten Druckhöhen innerhalb der Baugrube mußten diesen Verlauf widerspiegeln. Durch die Variation der Förderrate wurde diese Anpassung vorgenommen, wobei die Förderrate zur optimalen Anpassung auf $11,10 \text{ m}^3/\text{d je Brunnen}$ leicht reduziert wurde. Der zeitliche Verlauf dieser Grundwasserdruckhöhen entspricht den Ergebnissen des Vertikalmodelles (Abb. 5.16), so daß hier auf eine Darstellung verzichtet wird.

Zur Überprüfung der numerischen Stabilität wurde außerdem eine sogenannte Budget-Analyse durchgeführt. Dazu wurden sämtliche Wassermengen, die über Randbedingungen in das Modell hinein fließen, den ausfließenden gegenübergestellt. Bei der stationären Strömungsmodellierung ergab sich ein Modellzufluß von $1391,526 \text{ m}^3/\text{d}$ gegenüber einem Modellausfluß von

1391,518 m³/d. Daraus resultiert ein äußerst geringer numerischer Fehler von ca. 8 l/d, der als völlig zufriedenstellend zu bewerten ist.

Für die Stofftransportmodellierungen wurde der zeitliche Konzentrationsverlauf des Natrium-Ionen-Eintrages des Vertikalmodelles (Abb. 5.18) in das 3D-Modell übernommen. Auf diese Weise konnte die Plausibilität des invers ermittelten Eintrags durch das 3D-Modell nochmals bekräftigt werden. Die Abb. 5.34 zeigt die berechneten Natrium-Ionen-Konzentrationen im Förderwasser der Baugrube, die sich aus dem implementierten Eintrag ergeben.

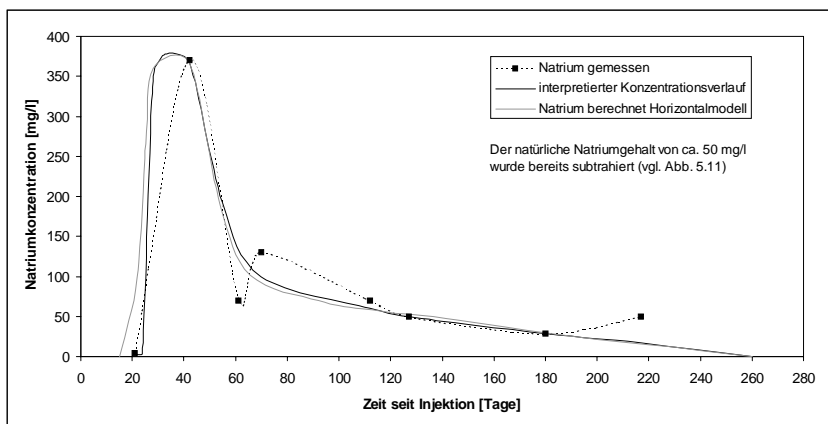


Abb. 5.34: Berechnete und gemessene Natrium-Ionen-Konzentrationen im Förderwasser der Restwasserhaltung für das 3D-Modell

Die berechneten und gemessenen Konzentrationen zeigen eine gute Übereinstimmung in ihren zeitlichen Verläufen. Diese Ergebnisse bestätigen somit die im Vertikalmodell invers ermittelten Natrium-Ionen-Einträge aus der Weichgelinjektionssohle.

5.6.2.4 Ergebnisse der Modellrechnungen

Die Abfolge und Struktur der einzelnen Modellrechnungen entspricht derjenigen des Vertikalmodelles (Kap. 5.6.1.4). Durch stationäre Strömungsmodellierungen wurde zuerst die räumliche hydraulische Situation im Umfeld der Baugrube "Ringcenter II" nachgebildet.

Auf diesen Strömungsmodellen setzten dann die dreidimensionalen, instationären Stofftransportberechnungen auf, die die dreidimensional-räumliche und

zeitliche Verfrachtung der eingetragenen Baustoffe, hier am Beispiel des Natrium-Ions, verdeutlichen sollen.

Die ersten Transportberechnungen berücksichtigen sowohl die Sorption als auch die Wasserhaltung in der Baugrube und spiegeln somit die realistischen Bedingungen für eine Stoffverfrachtung im Bereich der Baugrube wider. In einem zweiten Modellansatz wird die Sorption nicht berücksichtigt, so daß durch einen Vergleich mit dem ersten Ansatz die Bedeutung der Sorptionsprozesse auf die Stoffverfrachtung deutlich wird. Der dritte Modellansatz stellt eine sogenannte ‘worst-case-Studie’ dar. In ihr wird weder die Sorption noch die Wasserhaltung berücksichtigt, so daß für eine räumliche Grundwasserbeeinflussung die ungünstigsten Bedingungen vorliegen.

Die Darstellung der Ergebnisse der Stofftransportmodellierungen erfolgt in Form von Isolinien mit der Konzentrationseinheit mg/l. Die gezeigten Konzentrationen stellen, analog zum Vertikalmodell, den Stoffeintrag bzw. eine Konzentrationserhöhung dar. Der natürliche Natrium-Gehalt des Grundwassers von ca. 50 mg/l wurde bereits subtrahiert.

5.6.2.4.1 Modellrechnungen zur Ermittlung der hydraulischen Situation ohne und mit Berücksichtigung der Wasserhaltung

Die Abb. 5.35 und Abb. 5.36 zeigen die hydraulische Situation ohne Wasserhaltung in einem zweidimensionalen Schnitt parallel zur x-y-Ebene durch den Modellkörper im Bereich der vertikalen Dichtwände ($z = 24$ m). Die Isolinien-darstellung der Grundwasserdruckhöhen (Abb. 5.35) verdeutlicht das bereits in Kap. 3.1 beschriebene Phänomen des Grundwasseraufstaus im oberstromigen Bereich eines quer zur Strömung liegenden, undurchlässigen Hindernisses. Nach den Modellrechnungen beträgt dieser Aufstau unmittelbar an der nördlichen Dichtwand der Baugrube "Ringcenter II" ca. 10 cm. Analog dazu ist im abstromigen Bereich südlich der Baugrube eine Druckspiegeler-niedrigung von annähernd gleicher Größenordnung ablesbar.

Diese hydraulischen Effekte führen zu dem in Abb. 5.36 dargestellten Fließfeld, das im Bereich der Baugrube eine Bündelung der Stromlinien zeigt. Weiterhin ist deutlich das Umströmen der Baugrube durch das Grundwasser erkennbar. Die dargestellten Isochronenmarker zeigen, daß es durch die vertikalen Dichtwände zu einer Erhöhung der Fließzeit im Abstrombereich der Baugrube kommt.

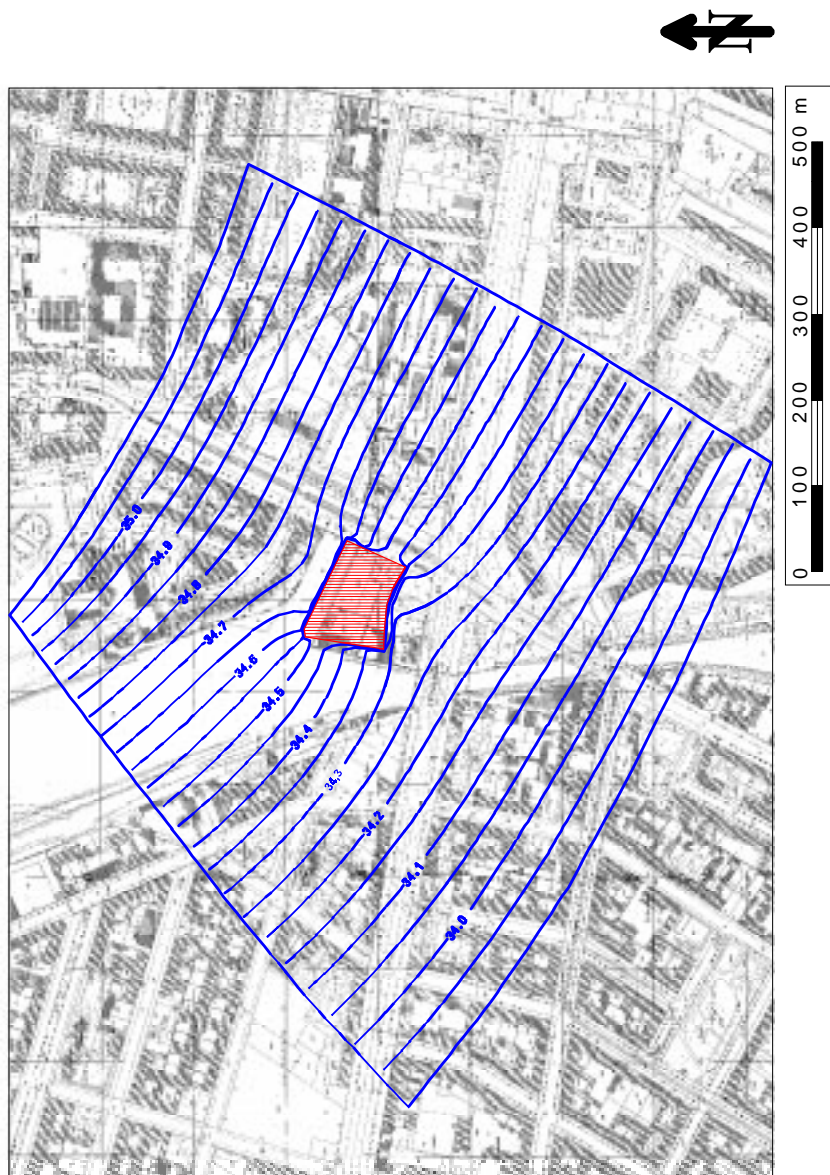


Abb. 5.35: Isoliniendarstellung der Grundwasserdruckhöhen in m ü. NN

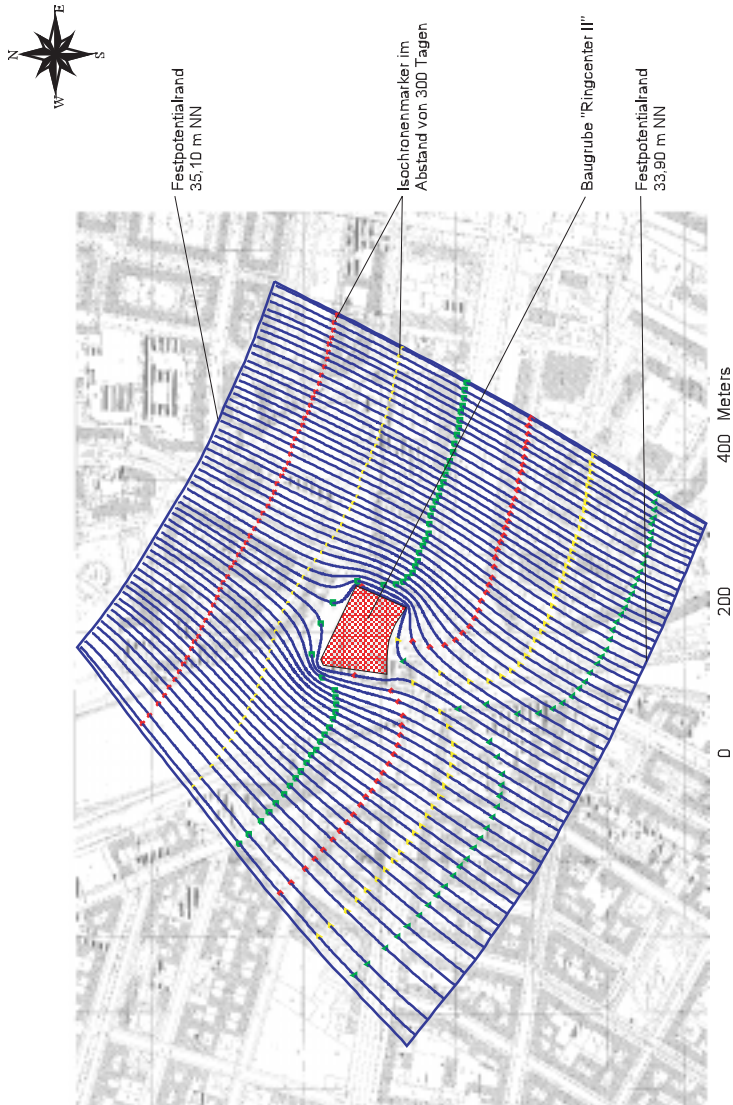


Abb. 5.36: Stromlinien mit Isochronenmarker im 2D-Schnitt bei $z = 24$ m ü. NN

Die Abbildungen verdeutlichen, daß das regionale Fließverhalten des Grundwassers durch die Baugrubendichtwände nur unwesentlich beeinflusst wird. Die Grundwasserströmung nimmt unmittelbar nach Passieren der Baugrube wieder die ursprüngliche Richtung ein.

Die Abb. 5.37 und Abb. 5.38 zeigen das dreidimensionale Strömungsverhalten ohne und mit Berücksichtigung der Wasserhaltung. Zu sehen ist ein Blick in den Modellkörper aus südöstlicher Richtung (vgl. Abb. 5.33). Neben der Bodenfläche (0 m NN) mit dem Finite-Elemente-Netz sind der nördliche und westliche Modellrand dargestellt.

Die rote Bahnlinie in Abb. 5.37 verdeutlicht die hydraulische Situation ohne Wasserhaltung. Die Bahnlinie startet in einer Höhe von $z = 23$ m ü. NN und fließt auf die Baugrube zu (vgl. Abb. 5.19). Im unmittelbaren Bereich der nördlichen und südlichen Dichtwand taucht die Bahnlinie ab, unterströmt die jeweilige Dichtwand und nimmt dann abstromig der Dichtwand ihre ursprüngliche Höhenlage wieder ein. Südlich der Frankfurter Allee, wo der Geschiebemergel auskeilt und nur noch ein ungeteilter Aquifer vorliegt, steigt die Bahnlinie auf und nimmt eine höher gelegene Fließposition ein. Das Aufsteigen des Grundwassers an dieser Stelle resultiert aus dem Druckspiegel im gespannten Aquifer unterhalb des Geschiebemergels. Durch das Auskeilen des Mergels ist das Wasser in der Lage, die Höhenlage einzunehmen, die dem hydraulischen Potential entspricht. Dabei strömt es in höhere Bereiche des Grundwasserleiters.

Das Ergebnis dieser Modellrechnung bestätigt somit die Ergebnisse des vertikalen Modells (Abb. 5.19).

In Abb. 5.38 ist die Situation mit Wasserhaltung dargestellt. Zu sehen sind drei Bahnlinien mit den Starthöhen $z = 7, 10$ und 18 m ü. NN. Die Bahnlinie in der Höhe von 7 m NN ü. NN (grün) unterströmt die Baugrube und nimmt einen ähnlichen Verlauf ein, wie in Abb. 5.37 dargestellt wurde. Die beiden höher positionierten Linien verdeutlichen allerdings, daß ab einer Höhe von ca. 10 m ü. NN die Bahnlinien unterhalb der Baugrube von der Wasserhaltung erfaßt und in den Baugrubenbereich gesogen werden.

Dieses Ergebnis entspricht dem in Abb. 5.20 dargestellten Ergebnis des Vertikalmodells und verdeutlicht die Beeinflussung der Grundwasserströmung durch die Wasserhaltung. Durch die Restwasserförderung wird das Wasser im Zustrombereich der Baugrube oberhalb von ca. 10 m ü. NN derart beeinflusst,

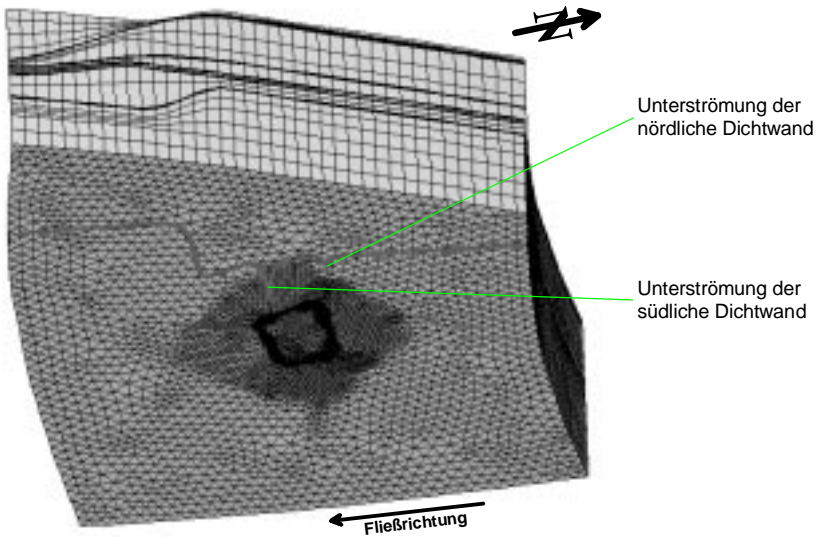


Abb. 5.37: Dreidimensionaler Bahnlinienverlauf im Aquifer ($z = 23$ m ü. NN) ohne Wasserhaltung

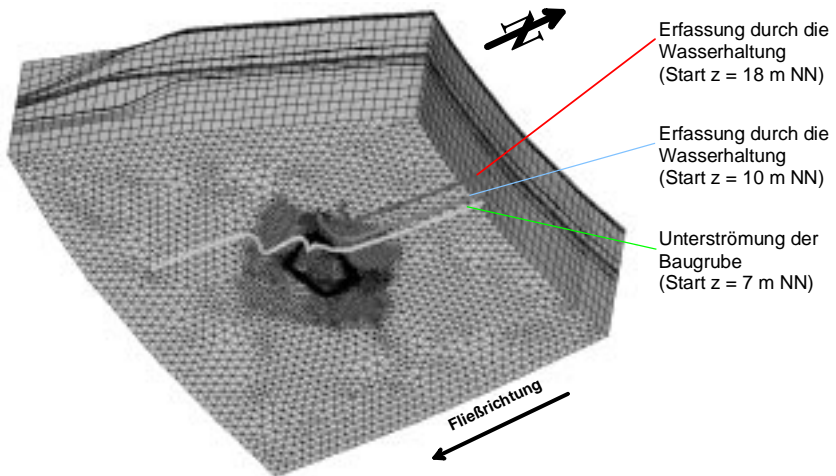


Abb. 5.38: Dreidimensionaler Bahnlinienverlauf im Aquifer ($z = 7, 10$ und 18 m ü. NN) mit Wasserhaltung

daß es in die Baugrube abgelenkt wird, während der Bereich unterhalb 10 m ü. NN die Baugrube ungestört passieren kann.

Wie schon bei den Ergebnissen des Vertikalmodelles erläutert, ist diese Beeinflussung der Grundwasserströmung bei einer Aquifermächtigkeit von 110 m nur von sehr geringer Bedeutung.

5.6.2.4.2 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse

Die ersten Modellrechnungen sollten, analog zum Vertikalmodell, die räumliche und zeitliche Verfrachtung der aus der Weichgelsohle freigesetzten Natrium-Ionen unter den realen hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen im Umfeld der Baugrube "Ringcenter II" verdeutlichen. Dazu wurden die in Kap. 4 ermittelten Sorptionsparameter sowie die Restwasserhaltung in das numerische Modell implementiert. Die Ergebnisse dieser Berechnungen entsprechen nahezu denen des analogen Ansatzes des Vertikalmodells (Kap. 5.6.1.4.2). Die Abb. 5.21 bis Abb. 5.24 verdeutlichen die hier erzielten Ergebnisse der einzelnen zeitlichen Phasen ebenfalls sehr gut, so daß hier auf weitere Darstellungen verzichtet wird.

Die dreidimensionalen Modellrechnungen bestätigen ebenfalls, daß zu keinem Zeitpunkt die eingetragenen Inhaltsstoffe oder Reaktionsprodukte aus der Weichgelsohle die südliche Dichtwand passieren und in den Abstrombereich der Baugrube gelangen. Die Natrium-Ionen, die in den ersten Tagen der Injektion vor Beginn der Wasserhaltung in den Aquifer gelangen, werden durch die am 23. Tag einsetzende Wasserhaltung zurück durch die Dichtsohle in den Baugrubenbereich gesogen. Zusätzlich bewirkt die Sorption, daß ein Teil der freigesetzten Stoffe am Aquifermaterial sorptiv gebunden wird. Diese Ergebnisse bestätigen somit die Berechnungen des Vertikalmodelles und auch die Ergebnisse der hydrochemischen Analysen vor Ort. Unter den an der Baugrube "Ringcenter II" herrschenden hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen kommt es zu keiner qualitativen Grundwasserbeeinflussung durch die Weichgelinjektionssohle.

5.6.2.4.3 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports unter Berücksichtigung der Wasserhaltung aber ohne Sorptionsprozesse

In einem zweiten Modellansatz wurde die Sorption der Natrium-Ionen an das Aquifermaterial nicht in das Modell implementiert. Auf diese Weise war es möglich, im Vergleich mit den Ergebnissen des ersten Ansatzes (Kap. 5.6.2.2) den Einfluß der Sorption auf die Stoffausbreitung im Aquifer zu ermitteln.

Auch bei diesen Modellrechnungen entsprechen die erzielten Ergebnisse annähernd denen des Vertikalmodells (Kap. 5.6.1.4.3). Wie die Abb. 5.25 und Abb. 5.26 bereits verdeutlichen, kommt es bis zum 64. Tag seit Injektionsbeginn zu einem leicht verstärkten Eintrag an Natrium-Ionen in den Aquifer im Vergleich zum Eintrag mit Berücksichtigung der Sorption (Abb. 5.21 und Abb. 5.22).

In der anschließenden Phase der Restwasserhaltung bis zum 274. Tag wird dieser Stoffeintrag allerdings zum größten Teil zurück in den Baugrubenbereich gesogen. Nur ein geringer Anteil mit einer maximalen Konzentration von ca. 5 mg/l passiert die tiefe südliche Dichtwand und gelangt in den Abstrombereich der Baugrube. Diese Situation ist in Abb. 5.39 in Form eines Horizontalschnittes in der Tiefe von $z = 18$ m ü. NN dargestellt. Die Abbildung zeigt, daß sich ein Teil dieser „Natriumwolke“ noch unterhalb der Baugrube vor der südlichen Dichtwand befindet, während der größere Anteil der Stofffracht bereits ca. 20 m in den Abstrombereich der Baugrube vorgedrungen ist. Dieses Ergebnis wird ebenfalls im Vertikalschnitt durch die Abb. 5.27 sehr gut wiedergegeben. Wie bereits beim Vertikalmodell diskutiert, ist es unwahrscheinlich, daß eine derartig geringfügige Erhöhung der Na^+ -Konzentration in den Beobachtungspegeln als baubedingte Erhöhung wahrzunehmen wäre, da die natürlichen Konzentrationsschwankungen bereits ca. 20 mg/l betragen.

Das Modellergebnis der Situation nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn entspricht wiederum exakt dem Ergebnis des Vertikalmodells (Abb. 5.28). Die noch am 274. Tag erkennbare Natrium-Ionen-Verfrachtung (Abb. 5.39) ist durch die Dispersions- und Verdünnungsprozesse in ihrer Konzentration unter 5 mg/l reduziert worden, so daß auf eine Darstellung verzichtet wird. Die einzigen potentiell meßbaren Konzentrationserhöhungen, resultierend aus dem baubedingten Natrium-Ionen-Eintrag, befinden sich im Baugrubenbereich zwischen Weichgelsohle und dem Geschiebemergel und werden von dort aufgrund des herrschenden Strömungsschattens nicht weiter verfrachtet.

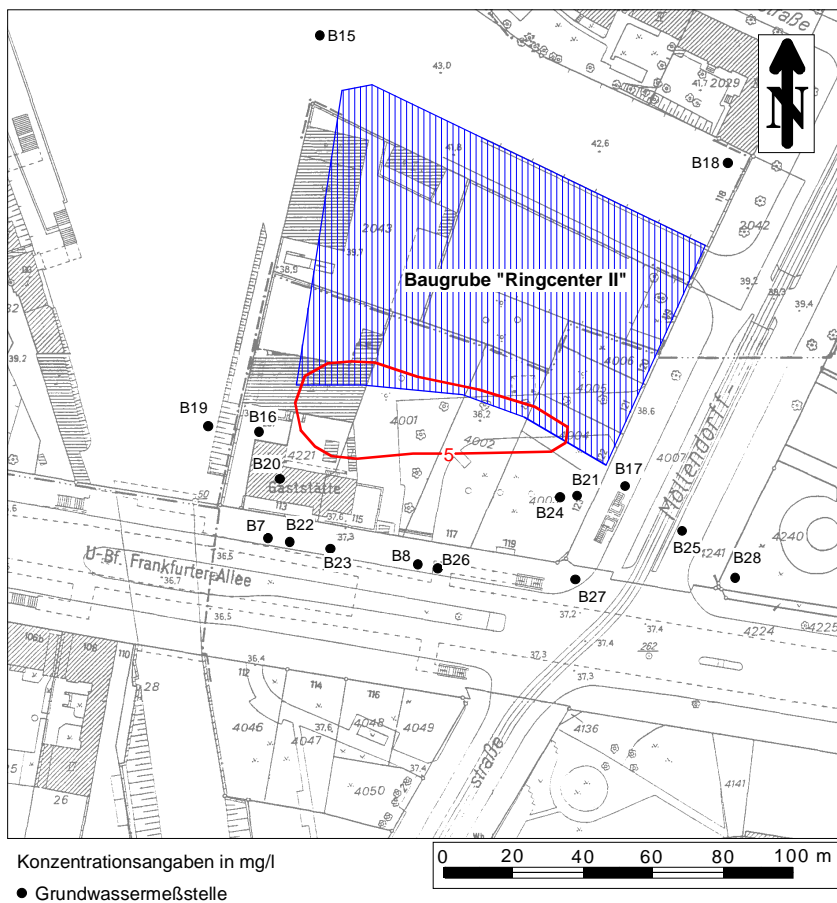


Abb. 5.39: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei $z = 18$ m ü. NN nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn am Ende der Wasserhaltung und ohne Sorption

Im Vergleich zu den Modellrechnungen mit implementierter Sorption zeigen diese Modellierungen, daß die Sorption mit $K_d = 0,0012 \text{ l/g}$ zwar keinen großen, aber dennoch einen ausreichenden Einfluß auf die Stoffverfrachtung ausübt, so daß kein baubedingt eingetragener Inhaltsstoff aus der Weichgelsohle den Abstrombereich der Baugrube erreicht. Das vor Ort an der Baugrube herrschende Sorptionsvermögen der Sedimente trägt folglich mit dazu bei, daß eine qualitative Grundwasserbeeinflussung durch die Baumaßnahme im Abstrombereich nicht beobachtet wird.

5.6.2.4.4 Modellrechnungen zur Ermittlung des Stofftransports ohne Berücksichtigung der Wasserhaltung und der Sorptionsprozesse

Wie schon beim Vertikalmodell (Kap. 5.6.1.4.4) wurde auch beim dreidimensionalen Horizontalmodell eine sogenannte ‘worst-case-Berechnung’ durchgeführt. Um die maximal mögliche Stoffverfrachtung durch den Grundwasserstrom zu erzielen, wurde auch hier die Wasserhaltung und die Sorption nicht bei den Berechnungen berücksichtigt. Durch vergleichende Studien mit den vorherigen Modellrechnungen kann außerdem der Einfluß der Wasserhaltung auf die Stoffverfrachtung ermittelt werden.

Die Ergebnisse zu den Zeitpunkten vor Beginn der Wasserhaltung (23. Tag) und am Ende der Injektionsarbeiten (64. Tag) entsprechen denen des Vertikalmodells und werden durch die Abb. 5.29 und Abb. 5.30 sehr gut wiedergegeben. 64 Tage nach Injektionsbeginn zeigt sich im Vergleich zu den Berechnungen mit Wasserhaltung (Abb. 5.26) ein deutlich größerer Stoffeintrag in den Grundwasserleiter. Sowohl die Konzentrationsbeträge als auch die räumliche Ausbreitung fällt durch die nicht aktive Wasserhaltung höher aus.

Noch deutlicher werden die Unterschiede der Verfrachtung zu den Zeitpunkten am 274. und 365. Tag nach Injektionsbeginn. Die jeweiligen Situationen zu diesen Zeitpunkten sind in den Abb. 5.40 und Abb. 5.41 in Form von Horizontalschnitten in der Höhe von $z = 20 \text{ m ü. NN}$ dargestellt (vgl. Abb. 5.31 und Abb. 5.32). Aus den Abbildungen wird deutlich, daß ein Teil der durch die Weichgelsohle eingetragenen Natrium-Ionen mit der Grundwasserströmung in den Abstrom der Baugrube gelangt ist und am 274. Tag die Frankfurter Allee erreicht hat. Dies hat zur Folge, daß es in den Meßstellen B21 und B24, aber sehr bald auch in den GWMS B20, B22, und B23, zu Konzentrationserhöhungen um 20 mg/l der Na^+ -Konzentrationen kommt (Abb. 5.40).

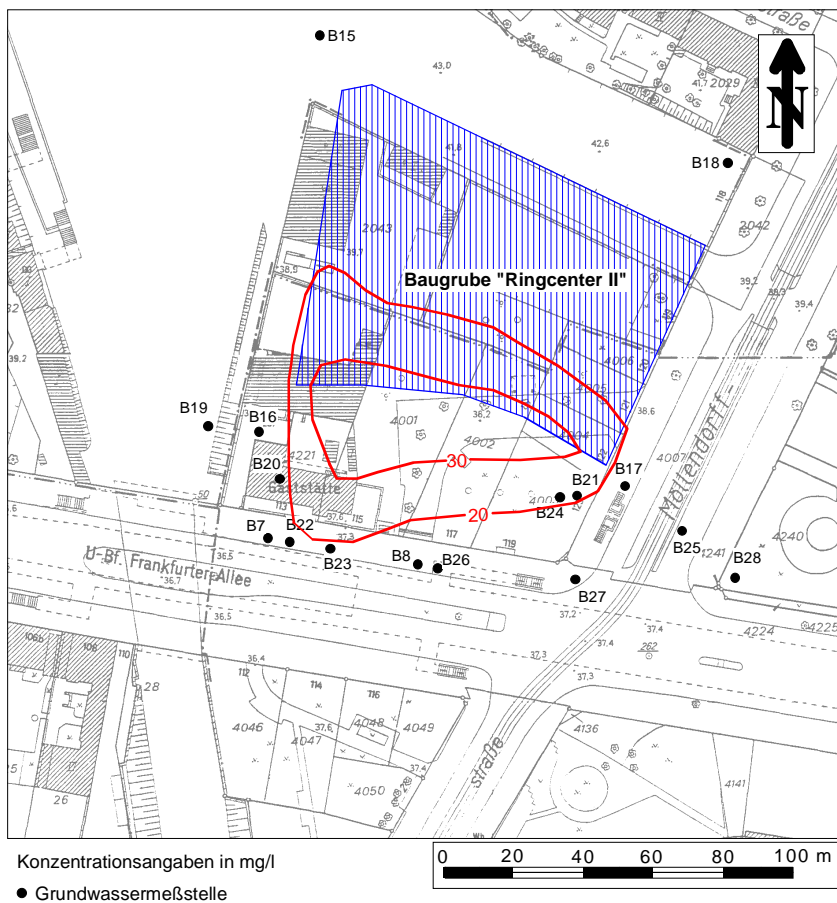


Abb. 5.40: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei $z = 20$ m ü. NN nach 274 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

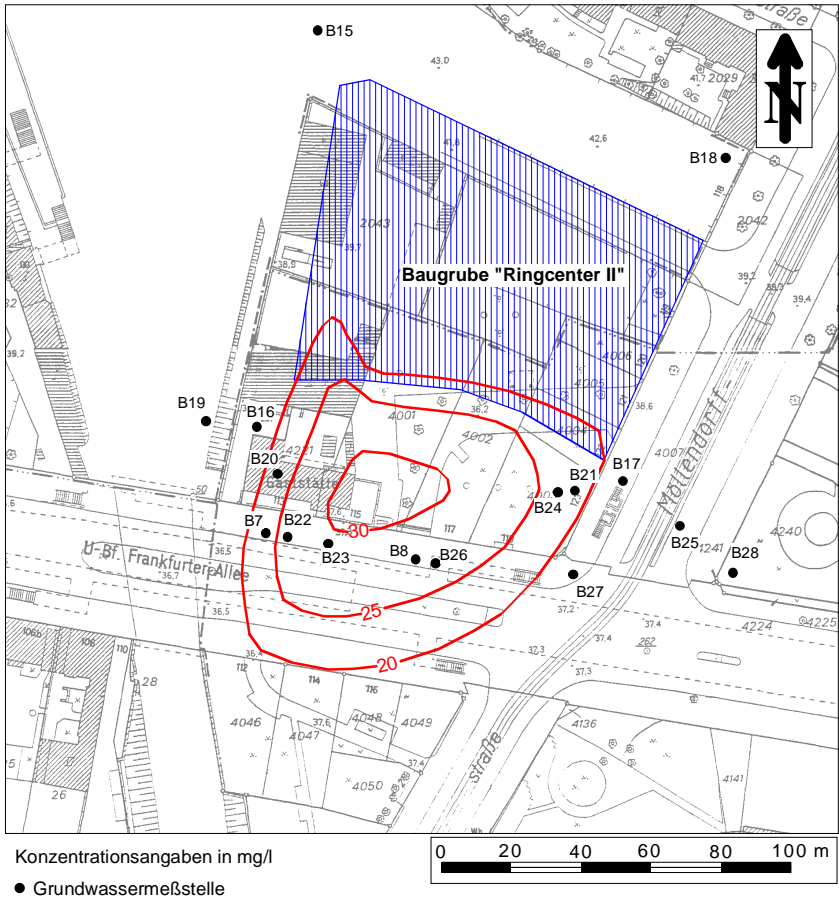


Abb. 5.41: Konzentrationsverteilung der Natrium-Ionen bei $z = 20$ m ü. NN nach 365 Tagen seit Injektionsbeginn ohne Wasserhaltung und ohne Sorption

Ein Konzentrationsmaximum von über 30 mg/l an Natrium-Ionen befindet sich unterhalb und südlich der Baugrube.

Am 365. Tag nach Injektionsbeginn hat sich die 'Natriumwolke' weiter in Stromrichtung des Grundwassers ausgebreitet und bereits die Frankfurter Allee unterquert (Abb. 5.41). Konzentrationserhöhungen von über 20 mg/l an Natrium-Ionen sind jetzt in den GWMS B7, B20, B21 und B24 meßbar, Erhöhungen von über 25 mg/l in B8, B22, B23 und B26 (vgl. Abb. 5.32). Das Konzentrationsmaximum von über 30 mg/l hat sich zu diesem Zeitpunkt bereits von der Baugrube getrennt und die Nordseite der Frankfurter Allee erreicht.

Die Ergebnisse dieser Modellrechnungen unter 'worst-case-Bedingungen' zeigen eine erheblich größere Stoffverfrachtung als in den vorherigen Stofftransportberechnungen. Aus den Vergleichen zwischen den unterschiedlichen Ansätzen wird deutlich, daß die Hauptursache hierfür in der nicht berücksichtigten Wasserhaltung liegt. Ohne die Wasserhaltung herrschen während der Hauptphase des Stoffeintrages aus der Weichgelsohle völlig andere Strömungsbedingungen unterhalb der Baugrube, die eine Stoffverfrachtung stark begünstigen würden (Abb. 5.19). Auf diese Weise könnten Großteile der eingetragenen Baustoffe die tiefe südliche Dichtwand passieren und in den Abstrombereich der Baugrube gelangen. Die Konzentrationen der Natrium-Ionen wären im Bereich der Grundwassermeßstellen so hoch, daß sie trotz der hohen natürlichen Schwankungen eindeutig zu identifizieren wären.

Bei aktiver Wasserhaltung hingegen herrscht vom 64. bis zum 274. Tag nach Injektionsbeginn eine Grundwasserströmung oberhalb von ca. 10 m ü. NN in Richtung Weichgelsohle und Baugrube (Abb. 5.20). Die vorher in den Aquifer freigesetzten Baustoffe werden daher in die Baugrube zurück gesogen und durch die Restwasserhaltung zum überwiegenden Teil entfernt. Ein geringer Anteil verbleibt zwischen Weichgelsohle und Geschiebemergelschicht und wird aufgrund des dort herrschenden Strömungsschattens nicht weiter verfrachtet.

6 ZUSAMMENFASSUNG UND BEWERTUNG

Durch die großflächigen Bautätigkeiten in den letzten Jahren und den daraus resultierenden zunehmenden Einsatz von chemischen Injektionsmitteln zur Abdichtung von tiefreichenden Baugruben ist die Umweltverträglichkeit der verwendeten Baustoffe zunehmend ein Thema der öffentlichen Diskussion geworden. Allein in der Stadt Berlin wurden in den Jahren von 1990 bis 1995 etwa 100.000 m³ Weichgel in den Porengrundwasserleiter verpreßt. Aus diesem Grunde hat die dort zuständige Genehmigungsbehörde (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (SenSUT)) im Sommer 1995 einen Zulassungsstop für Baumaßnahmen mit Weichgelsohlen angeordnet und angeregt, der Umweltverträglichkeit von Weichgeleinpressungen in einem Gutachten nachzugehen (BRAUNS ET AL. 1995). Aus diesem Gutachten ging hervor, daß die Besorgnis über etwaige schädliche Beeinträchtigungen des Grundwassers aus der Verwendung dieser Bautechnik nicht begründet ist.

In Absprache mit der SenSUT und der Bauindustrie wurde anschließend an das erste Gutachten das Demonstrationsbauvorhaben "Ringcenter II" in Berlin-Lichtenberg ausgewählt, um exemplarisch an dieser Baugrube den qualifizierten Einbau einer Weichgelsohle zu demonstrieren und zugleich eine mögliche Beeinflussung des Grundwasserabstroms zu untersuchen. In einem umfangreichen Untersuchungsprogramm der Karlsruher Gutachtergruppe wurden die großflächige Weichgelinjektion selbst und die sich daraus ergebenden potentiellen Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität dokumentiert und die Ergebnisse und Bewertungen in zwei Gutachten (BRAUNS ET AL. 1995, 1997) dargestellt. Darin kamen die Gutachter zu dem Schluß, daß durch die Weichgelinjektion an der Baugrube "Ringcenter II" nur räumlich und zeitlich begrenzt Inhaltsstoffe oder Reaktionsprodukte aus dem Weichgel in den Grundwasserleiter gelangen und daher die Grundwasserqualität nicht nachhaltig beeinträchtigt wird. Die Untersuchungen verdeutlichten ebenfalls, daß sich die anschließenden Reaktionsprozesse der Inhaltsstoffe in aller nächster Umgebung einer Weichgelinjektion abspielen.

Da sich die Genehmigungsbehörde dieser Auffassung nicht anschloß und durch die Gutachten über die eigentliche Bewertung hinausgehende weitere Detailfragen aufkamen, wurden weitere Untersuchungen zusätzlich zu den Gutachten vom Lehrstuhl für Angewandte Geologie Karlsruhe (AGK) durchgeführt. Diese bis Anfang 2000 fortgeführten Untersuchungen vor Ort und im Labor sollten die Aussagen der Gutachten weiter konkretisieren und die noch offenen Fragen beantworten.

Die Hauptaufgabe der vorliegenden Arbeit lag in den zwei- und dreidimensionalen Berechnungen der Strömung und des Stofftransports im Grundwasser im Bereich der Baugrube "Ringcenter II" in Berlin. Mit Hilfe der Modellrechnungen sollte das räumliche Strömungsverhalten des Grundwassers als auch die räumlichen und zeitlichen Transportprozesse der eingetragenen Stoffe geklärt werden. Insbesondere stand hier die Ermittlung der verschiedenartigen Sorptions- und Retardationsparameter als auch der Einfluß der Restwasserhaltung auf die Grundwasserhydraulik im Vordergrund.

Im Vorfeld der numerischen Modellrechnungen waren u. a. die Ermittlungen der sediment- und weichgelspezifischen Parameter im Bereich der Berliner Baugrube „Ringcenter II“ notwendig.

Bei den unbekannten sedimentspezifischen Größen handelte es sich um die Sorptionskapazitäten der einzelnen im Bereich der Baugrube relevanten Sedimenteinheiten. Diese konnten durch Batchversuche sowohl für den eigentlichen Hauptaquifer als auch für den z. T. hangenden schluffigen Feinsand mit hinreichender Genauigkeit ermittelt werden. Die Ergebnisse der Batchversuche wurden dabei durch Tonmineralanalysen sowie durch inverse Modellrechnungen bestätigt.

Bei den weichgelspezifischen Parametern war insbesondere der zeitliche Verlauf der Natriumfreisetzung in das umgebende, strömende Wasser sowie die Ermittlung der Konzentrationsbeträge von großer Wichtigkeit. Aus Standzylinderversuchen und Umströmungsversuchen wurde deutlich, daß es sich bei dem Stoffeintrag aus dem Weichgelkörper um zwei unabhängige, von einander zu trennende Prozesse handelt. Der initiale Eintrag, bei dem spontan sehr hohe Konzentrationen sowohl an Natrium- als auch an Hydroxid-Ionen frei werden, beruht allein auf dem Injektionsvorgang selbst. Während und unmittelbar nach der Injektion wird die noch nicht gelierte Weichgelflüssigkeit in den peripheren Bereichen des Injektionskörpers durch das ständig neu heranströmende (Grund-)Wasser verdünnt und kann mit dem Grundwasser abtransportiert werden.

Nach dem Aushärten des Weichgels wird dieser Prozeß spontan unterbunden und es kommt nur noch zu einem erheblich geringeren Natriumeintrag. Dieser Eintrag ist bestimmt durch Natrium- und Hydroxid-Ionen, die während des Gelbildungsprozesses stöchiometrisch freigesetzt wurden und sich noch im Weichgel befinden. Diese wandern nun diffusiv an die Weichgeloberfläche und werden dort ebenfalls vom Grundwasserstrom erfaßt. Aufgrund dieser

Ergebnisse wurde im weiteren nur der Eintrag und die Verfrachtung der Natrium-Ionen für die Modellrechnungen exemplarisch betrachtet.

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, daß insbesondere der langanhaltende diffusive Eintrag stark von der eingesetzten Weichgelmenge und dem daraus resultierenden Volumen abhängig ist. Mit zunehmendem Volumen und damit relativ abnehmender Oberfläche verlängert sich der Zeitraum des diffusiven Eintrages.

Die initiale Freisetzung zeigt bei den Versuchen kein einheitliches Verhältnis zwischen Oberfläche oder Volumen und der im Wasser zu messenden Natriumkonzentration. Bei diesem Prozeß spielt neben diesen beiden Faktoren zusätzlich die Grundwasserfließgeschwindigkeit, durch die die Verdünnung des Gels und dessen Fortspülen bestimmt wird, eine wichtige Rolle.

Unter Berücksichtigung der vor Ort herrschenden hydraulischen Randbedingungen und durch die Bestimmung der Parametergrößen konnten diverse zwei- und dreidimensionale Horizontal- und Vertikalmodelle erstellt werden. Mit diesen war es möglich, das natürliche Strömungsverhalten des Grundwassers im Umfeld der Baugrube "Ringcenter II" darzustellen. Durch die nachfolgende Implementierung der Baugrubendichtwände konnte deren Einfluß auf die Grundwasserströmung beurteilt werden. Es zeigte sich in allen Modellrechnungen, daß nur im unmittelbaren Bereich der Baugrube eine Veränderung der Strömungsrichtung durch die vertikalen Dichtwände verursacht wird. Insbesondere die bis 12,00 m ü. NN tief in den Aquifer hineinreichende südliche Dichtwand verursacht eine lokale Verringerung des Aquiferquerschnitts und somit eine lokale Erhöhung der Fließgeschwindigkeit unmittelbar an dieser Dichtwand. Die Beeinflussung der Grundwasserströmung für den gesamten Aquifer ist aber durch die große Mächtigkeit des Hauptgrundwasserleiters von 110 m als unbedeutend zu bewerten. Hinsichtlich des regionalen Fließverhaltens wurde ersichtlich, daß unmittelbar nach Umströmen bzw. Unterströmen der Baugrube der natürliche Grundwasserabstrom in Richtung Spree fortgesetzt wird.

Zur Ermittlung der Auswirkungen der Restwasserhaltung auf die Grundwasserströmung wurden die entsprechenden Förderraten in die Modelle integriert. Aus diesen Modellrechnungen wurde deutlich, daß der Teil des Grundwassers, der oberhalb ca. 10 m NN bis zur Unterkante des Geschiebemergels auf die Baugrube zuströmt, durch die Restwasserförderung angezogen wird und durch die Weichgelsohle in die Baugrube gelangt. Der tieferfließende Anteil des

zuströmenden Grundwassers bleibt von der Wasserhaltung unbeeinflusst und unterströmt die Baugrube.

Mit den Stromliniendarstellungen konnte gezeigt werden, daß während der Wasserhaltung die Fließrichtung des Grundwassers im Aquifer unterhalb der Dichtsohle generell auf die Baugrube gerichtet ist. Dadurch wird schon mittels dieser Strömungsmodellierung deutlich, daß während der Wasserhaltungsphase ein Eintrag von Inhaltsstoffen aus der Weichgelsohle oder der Baugrube in den Aquifer nicht erfolgen kann.

Auf der Grundlage der hydraulischen Berechnungen basierten die nachfolgend durchgeführten instationären Stofftransportmodellierungen. Diese sollten unter Berücksichtigung der einzelnen Bauphasen (Injektionsphase, Wasserhaltungsphase, Langzeitphase) die potentielle Verfrachtung von eingetragenen Baustoffen mit dem Grundwasser darstellen und in vergleichenden Studien die Sensibilität der Restwasserhaltung und der im Aquifer herrschenden Sorptions- und Retardationsprozesse auf den Stofftransport verdeutlichen.

In den ersten Rechenläufen wurden die einzelnen zeitlichen Phasen der Weichgelinjektion und der Wasserhaltung sowie die Sorption in die numerischen Modelle implementiert. Auf diese Weise konnte die reale Situation im Umfeld der Baugrube exakt nachgebildet werden. Die Ergebnisse zeigten sehr deutlich, daß zu keiner Zeit die in den Aquifer eingetragenen Inhaltsstoffe aus der Weichgelsohle die südliche Dichtwand passieren und in den Abstrombereich der Baugrube gelangen konnten. Der in den ersten Tagen während der Injektionsarbeiten erfolgte größere Stoffeintrag wird durch die später einsetzende Restwasserhaltung zum überwiegenden Teil zurück in den Baugrubenbereich gezogen und über die Wasserhaltung aus den Sedimenten entfernt. Die im Untergrund verbleibenden sehr geringen Anteile des Eintrages werden durch die Sorptionsprozesse an das Sedimentmaterial gebunden, so daß die Stoffe nicht in den Abstrombereich der Baugrube gelangen und in den Meßstellen nicht nachweisbar sind.

Vergleichende Modellrechnungen mit und ohne Berücksichtigung der Restwasserhaltung bzw. Sorption haben gezeigt, daß die Restwasserhaltung den entscheidenden Faktor bei der Stoffverfrachtung und damit bei der qualitativen Grundwasserbeeinflussung darstellt. Wie bereits oben erläutert, verhindert die Wasserhaltung, daß sich der initiale, sehr große Stoffeintrag während der Weichgelinjektion im Grundwasserleiter derart ausbreiten kann, daß er die

südliche Dichtwand passieren und in den Abstrombereich der Baugrube gelangen kann.

Die bei dieser Baugrube vergleichsweise tief in den Untergrund installierte südliche Dichtwand spielt bei dem Ausmaß der Stoffverfrachtung nur eine untergeordnete Rolle. Der durch diese Dichtwand zu beobachtende oberstromige Grundwasseraufstau, der eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit unterhalb der Dichtsohle bewirkt, ist durch die geringe natürliche Strömungsgeschwindigkeit nur schwach ausgeprägt. Die Stoffverfrachtung unter Berücksichtigung einer weniger tief installierten Dichtwand wäre folglich nur geringfügig stärker in Abstromrichtung ausgeprägt und bei weitem nicht stark genug, um dem Einflußbereich der nachfolgend einsetzenden Wasserhaltung zu entkommen. Weiterhin muß angemerkt werden, daß eine weniger tiefe Dichtwand prinzipiell den Einflußbereich der Wasserhaltung vergrößert.

Wie die Modellrechnungen gezeigt haben, wäre das Sorptionsvermögen des Aquifermaterials allein ohne Wasserhaltung nicht in der Lage, einen Stoffeintrag in die Umgebung der Baugrube vollständig zu verhindern. Allerdings wäre unter diesen Umständen die resultierende Stoffverfrachtung von relativ geringem Ausmaß und ebenfalls aufgrund der relativ hohen natürlichen Konzentrationsschwankungen in den Meßstellen nicht mehr nachweisbar.

Gänzlich ohne die genannten retardierende Faktoren, wie in einer 'worst-case-Berechnung' dargestellt, käme es hingegen zu einer erheblichen Verfrachtung von eingetragenen Inhaltsstoffen oder Reaktionsprodukten, hier exemplarisch dargestellt durch das Natrium-Ion, aus der Weichgelsohle. Nach ca. 365 Tagen hätten diese Stoffe die abstromig gelegene Frankfurter Allee unterströmt (ca. 90 m) und dort eine Konzentrationserhöhung von ca. 30 mg/l zur Folge, da eine Reduzierung der Konzentration durch sorbierende Prozesse nicht stattfinden würde.

Zusammenfassend läßt sich aus den durchgeführten Laboruntersuchungen und Modellrechnungen schließen, daß unter den gegebenen hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen an der Baugrube "Ringcenter II" zu keiner Zeit ein Stoffeintrag aus der Weichgelsohle in den Grundwasserleiter möglich war und erfolgt ist, der die Grundwasserqualität hätte negativ beeinflussen können. Diese Ergebnisse bestätigen die Analysenergebnisse aus den Grundwassermeßstellen und die in den Gutachten (BRAUNS ET AL. 1995, 1997) genannten Resultate. Eine Beeinträchtigung des allgemeinen Wohls oder eine Gefährdung der öffentlichen Wasserversorgung durch eine potentielle Einlei-

tung von Stoffen in das Grundwasser (§ 3 WHG) hat durch die Weichgelinjektionssohle der Baugrube "Ringcenter II" zu keiner Zeit stattgefunden.

Für zukünftige Abdichtungsmaßnahmen mit Weichgelinjektionssohlen ergeben sich aus den ermittelten Ergebnisse folgende Konsequenzen:

- Mit der Wasserhaltung sollte möglichst frühzeitig begonnen und sie sollte möglichst lange durchgeführt werden, um die gesamte Phase des Stoffeintrags in den Grundwasserleiter, wenigstens aber den initialen hohen Eintrag bei Injektionsbeginn, zu erfassen. Daher sollte die Wasserhaltung nur unter Betrachtung des zeitlichen Verhaltens der Eintragskonzentrationen aus dem Weichgel mindestens bis zum 30. Tag nach Injektionsende durchgeführt werden.
- Je höher die Förderrate der Restwasserhaltung angesetzt wird, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit einer potentiellen Stoffverfrachtung mit dem Grundwasser. Aus wirtschaftlicher Sicht wird zwar angestrebt, eine möglichst wasserdichte Baugrube mit folglich geringen Restwasserhaltungsraten zu erzielen, doch bautechnisch wird durch das ständig unterschiedliche Korngrößenspektrum und die geologischen Heterogenitäten des Untergrundes niemals eine vollständig wasserdichte Baugrube durch Injektionssohlen herzustellen sein. Eine genügend große Wasserhaltung, die zusätzlich die Ausbreitung von Baustoffen aus der Baugrube verhindert, ist folglich immer notwendig.

7 LITERATUR

- ANDERSON, M. P. & WOESSNER, W. W. (1992): Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. – 381 S., Academic Press, San Diego.
- APPELO, C. A. J. & POSTMA, D. (1994): Geochemistry, groundwater and pollution. – 536 S., Balkema, Rotterdam.
- BEAR, J. (1972): Dynamics of fluids in porous media. - Elsevier, New York.
- BEAR, J. (1979): Hydraulics of Groundwater. - 569 S., McGraw-Hill, New York.
- BEAR, J. & BACHMAT, Y. (1990): Introduction to modeling of transport phenomena in porous media, theory and applications of transport in porous media. – Kluwer, Dordrecht, Boston, London.
- BLINDE, A. (1991): Modellversuche an Dichtwandmassen zur Beurteilung der Korrosionseigenschaften, des Diffusionsverhaltens und der Langzeitbeständigkeit von Einphasendichtwänden gegenüber kontaminierten Wässern. – Dissertation Technische Hochschule Aachen.
- BÖHME, M. (1996): Auswirkungen von Baugruben mit Weichgelen oder Beton auf die Grundwasserqualität. – UTECH Seminar 25 Bauen im Grundwasser, Berlin, 119-132.
- BÖHME, M. (1996b): Umweltrelevante Anforderungen an die Bauwerke in Berlin: Schutz des Grundwassers. – VDI-Berichte 1246: 87-108, VDI Verlag, Düsseldorf.
- BORCHERT, K.-M. (1996): Einsatz und Grenzen von Unterwasserbetonsohlen und Zementinjektionen zur Sohlabdichtung. – UTECH Seminar 25 Bauen im Grundwasser, Berlin, 35-56.
- BORCHERT, K.-M. (1999): Dichtigkeit von Baugruben bei unterschiedlichen Sohlen-Konstruktionen – Lehren aus Schadensfällen. – VDI-Berichte 1436: 21-44, VDI Verlag, Düsseldorf.
- BORCHERT, K.-M. & KARSTEDT, J. (1996): Geologische, hydrologische und bauliche Aspekte für das Bauen im Grundwasser. – VDI-Berichte 1246: 143-184, VDI Verlag, Düsseldorf.
- BRADLEY, W. F. (1954): X-ray diffraction criteria for the characterization of chloritic material in sediments. – Clays and Clay Min., 2: 324-334.

-
- BRANDL, H. & PLANKEL, A. (1987): Vergleichende Untersuchungen an chemischen Bodeninjektionen. – Mitt. d. Inst. f. Bodenmechanik und Felsbau: Heft 4, TU Wien.
- BRAUNS, J., KAST, K., HÖTZL, H. & EISWIRTH, M. (1995): Anwendung von Weichgelen zur horizontalen Abdichtung von Baugruben durch Injektionssohlen – Fragen zur Beeinflussung der Grundwasserqualität. – Gutachten im Auftrag des Hauptverbandes der Deutschen Bauindustrie, Bundesfachabteilung Spezialtiefbau, Sept. 1995, TU Karlsruhe.
- BRAUNS, J., KAST, K., HÖTZL, H. & EISWIRTH, M. (1997): Abdichtung von Baugruben durch Weichgelsohlen – Fragen zur Beeinflussung der Grundwasserqualität. – Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, April 1997, Karlsruhe.
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L. & TIEMER, K. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie – Band 3: Geohydraulik. - 3. Aufl., 497 S., Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- CAMBEFORT, H. (1969): Bodeninjektionstechnik. – Bauverlag GmbH, Wiesbaden, Berlin.
- DARIMONT, T., BAROWSKY, M., MILDE, G. & OETTING, R. (1984) Grundwasserbeeinflussung durch chemische Bodeninjektionen auf der Basis von Natriumaluminat-Wasserglasgelen. – gwf-Wasser/Abwasser, 125: 608-612.
- DIERSCH, H.-J. G. (1996): FEFLOW – Physikalische Modellgrundlagen. – 78 S., WASY GmbH, Berlin.
- DIBT (Entwurf Nov. 1999): Merkblatt zur Bewertung der Boden- und Grundwassergefährdung durch Bauprodukte. – Deutsches Institut für Bautechnik.
- DIN 4093 (1987): Baugrund; Einpressen in den Untergrund; Planung, Ausführung, Prüfung. - Deutsche Industrienorm, Berlin
- DIN 38414, Teil 4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4) – Normausschuß Wasserwesen, 10 S., Berlin.

- DONEL, M. (1981): Beeinflussung der Wassergüte durch Umströmung von Injektionskörpern. – Tiefbau, Ingenieurbau, Straßenbau, Heft 5: 318-328.
- DVWK (Hrsg.) (1985): Daten und Informationen zu Wasserinhaltsstoffen. – Schriftenreihe Wasser Nr. 48, 338 S., Wirtschaftsverlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn.
- DVWK (Hrsg.) (1995): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiet, 1. Teil, Schutzgebiete für Grundwasser. – DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt W101, Wirtschaftsverlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn.
- DVWK (Hrsg.) (1999): Grundwassergefährdung durch Baumaßnahmen. – DVWK-Materialien, 3/1999, 83 S., Wirtschaftsverlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn.
- EISWIRTH, M., OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1997): Use of artificial and natural tracers for the estimation of urban groundwater contamination by chemical grout injections. - In: KRANJC, A. (Ed.): Tracer Hydrology 97: 313-320; Rotterdam (Balkema).
- EISWIRTH, M., OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1997b): Einfluß von Baumaßnahmen auf das Grundwasser - Potentielle Beeinträchtigungen durch Weichgelinjektionssohlen. - In: COLDEWEY, W.G. & LÖHNERT, E.P. (Hrsg.): Grundwasser im Ruhrgebiet. Probleme, Aufgaben, Lösungen. Geokongress, 3: 54-61; Köln (Verlag Sven von Loga).
- EISWIRTH, M., OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1998): Grundwasserbeeinträchtigungen durch Weichgelinjektionssohlen. - Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 50: 117-134; Karlsruhe.
- EISWIRTH, M., HÖTZL, H., OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1998): Untersuchungen zur Grundwasserbeeinflussung durch Baumaßnahmen. - Terra Nostra 98/3: P39, Schr. d. Alfred-Wegener-Stiftung, Geo-Berlin 1998, Berlin.
- EISWIRTH, M.; OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1999): Impact of chemical grout injection on urban groundwater. - In: ELLIS, B (ed.): Impacts of urban growth on surface and groundwater quality. IAHS -Publications 259: 187-194, Wallingford; Oxfordshire.
- EISWIRTH, M., HÖTZL, H., OHLENBUSCH, R. & SCHNELL, K. (1999): Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Baustoffen im Grundwasser. - Wasser-Abwasser-Praxis, 2: 33-38; Wiesbaden (Bertelsmann, Vieweg Verlag).

-
- ERDBAULABOR KRAUSE (1995): Hydrogeologisches Gutachten; Projekt Ringcenter II, Berlin im Auftrag der ECE Projektmanagement GmbH Hamburg. - Dez. 1995, Münster.
- FALKNER, H. (1996): Gründung von Großprojekten im Grundwasser – Stahl-faserbeton für Unterwasserbetonsohlen. – VDI-Berichte 1246: 245-262, VDI Verlag, Düsseldorf.
- FALKNER, H. (1999): Baugruben in Berlin – Erfahrungen und Erkenntnisse. – VDI-Berichte 1436: 1-20, VDI Verlag, Düsseldorf.
- FETTER, C. W. (1999): Contaminant Transport. – 2nd Edition, 500 S., Prentice Hall, New Jersey.
- FH-DGG (1999): Hydrogeologische Modelle – Ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbehörden. – Hydrogeologische Beiträge, Schriftenreihe der Deut. Geol. Ges.: Heft 10, Hannover.
- FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. (1979): Groundwater. – 604 S., Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- GOLLUP, P. & KLOBE, B. (1995): Tiefe Baugruben in Berlin: Bisherige Erfahrungen und geotechnische Probleme. – Geotechnik, Heft 3, Dt. Ges. Geotechnik, Essen.
- GUD-GEOTECHNIK UND DYNAMIK CONSULT GMBH (1996): Fachgutachterliche Begleitung der geotechnischen Maßnahmen beim Bauvorhaben "Ringcenter II" – Bericht vom 21.10.1996.
- HAUPTVERBAND DER DEUTSCHEN BAUINDUSTRIE E. V. (1993): Leitfaden Grundwasserschutz – Eingriffe ins Grundwasser in Verbindung mit Baumaßnahmen. – Stand Mai 1993, Bonn.
- HEIM, D. (1990): Tone und Tonminerale. – 157 S., Enke, Stuttgart.
- HÖTZL, H. (1996): Der Einfluß von tiefreichenden Baumaßnahmen auf Grundwasserqualität und Grundwasserströmung. – UTECH Seminar 25 Bauen im Grundwasser, Berlin, 85-101.
- HÖTZL, H. (1999): Grundwasser in Gefahr. – Umwelttechnik, August 1999: 35-37.
- HOLZBECHER, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie: Grundwasser und ungesättigte Zone. – 208 S., Springer, Berlin, Heidelberg.

- ISTOK, J. (1989): Groundwater modeling by the finite element method. – Am. Geophys. Union, Water Resources Monograph, Nr. 13.
- IWS INSTITUT FÜR WASSERGEFÄHRDENDE STOFFE TU BERLIN (1997): Entwicklung und Erprobung eines Systems zur Bewertung und Einstufung der ökologischen Verträglichkeit von Produkten hinsichtlich ihrer Grundwasser- und Bodengefährdung. – Schlußbericht ÖPW-9322 zu UBA-Forschungsvorhaben.
- KARSTEDT, J. (1996): Nutzungsmöglichkeiten natürlicher Mergelschichten oder Weichgele als Baugrubensohlenabdichtung. – UTECH Seminar 25 Bauen im Grundwasser, Berlin, 15-34.
- KINZELBACH, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. – 2. Aufl., Schriftenreihe gwf Wasser, Abwasser, Nr. 21: 343 S., Oldenbourg, München, Wien.
- KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung. – 283 S., Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- KINZELBACH, W., SCHÄFER, W., & HERZER, J. (1992): Modellierung des großräumigen Schadstofftransports unter Berücksichtigung von Adsorption und chemischen Reaktionen. In: Kobus, W. (Hrsg.) Schadstoffe im Grundwasser Bd. 1. – S. 135-184, VCH, Weinheim.
- KLOOS (1986): Das Grundwasser in Berlin – Bedeutung, Probleme, Sanierungskonzeptionen – In: Der Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.): Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahresbericht des Landes Berlin.
- KOCH, G. (1996): Entwicklung von Baumaßnahmen im Grundwasser: Von den großräumigen Grundwasserabsenkungen seit Beginn des Jahrhunderts zu weitgehend wasserdichten Bauträgen mit Grundwasserstandsüberwachung. – UTECH Seminar 25 Bauen im Grundwasser, Berlin, 3-14.
- KOLDITZ, O. (1997): Strömungs-, Stoff- und Wärmetransport im Kluftgestein. – 263 S., Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- KÖNIG, C. (1991): Numerische Berechnungen des dreidimensionalen Stofftransports im Grundwasser. – Techn.-wiss. Mitt., Nr. 91-13, Inst. f. konstr. Ingenieurbau, Ruhr-Univ. Bochum, 100S..
- KÜHLING, G. (1990): Feinstzemente – Mikrofeine hydraulische Bindemittel. Tiefbau, Ingenieurbau, Straßenbau, Heft 11.

-
- LAUBE, M. (1999): Baustellenerfahrung und Entwicklung der Betontechnologie bei den rückverankerten Unterwasserbetonsohlen Berlins. – VDI-Berichte 1436: 205-216, VDI Verlag, Düsseldorf.
- LEGE, T., KOLDITZ, O. & ZIELKE, W. (1996): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten – Band 2: Strömungs- und Transportmodellierung. – BGR Hannover, 418 S., Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- LÜHR, H. P., JORNS, A. C. & STAUPE, J. (1994): Einleitewerte für kontaminierte Wässer. – IWS-Schriftenreihe, 14, 82 S., E. Schmidt, Berlin.
- MATTHESS, G. (1994): Lehrbuch der Hydrogeologie – Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. – 3. Aufl., 499 S., Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- MAURER, R. & GRÖNEMEYER, K. (1996): Ring-Center in Berlin-Friedrichshain: Baugrube im Grundwasser und Weiße Wanne für hochwertige Nutzung. – VDI-Berichte 1246: 335-368, VDI Verlag, Düsseldorf.
- MCDONALD, M. G. & HARBAUGH, A. W. (1988): A Modular Three-Dimensional Finite Difference Ground-Water Flow Model. – U.S. Geol. Survey, Open File Report 83-875, 528 S., Denver.
- MÜLLER-KIRCHENBAUER, H. & SAVIDIS, S. A. (1982): Grundwasserbeeinflussung durch Silikatgelinjektionen. – Veröff. Grundbauinst. TU Berlin, Heft 1: 198-209.
- MÜLLER-KIRCHENBAUER, H., BORCHERT, K.-M., AURAND, K., MILDE, G. & DONEL, M. (1984): Grundwasserbeeinflussung durch Silikatgelinjektionen. – Veröff. Grundbauinst. TU Berlin, Heft 11.
- MÜLLER-KIRCHENBAUER, H., BORCHERT, K.-M. & FRIEDRICH, W. (1985): Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit durch Silicatgelinjektionen. – Bautechnik, 4: 130-142.
- ROEHL, K. E. (1997): Experimentelle Untersuchungen zu Retardation und Bindungsformen von Schwermetallen in tonigen Deponiebarrieren. – Schr. Angew. Geol., Nr. 46, Univ. Karlsruhe, Karlsruhe, 197 S..
- SÄNGER, C. (1999): Neuere Entwicklungen für horizontale Baugrubenabdichtungen mit rückverankerter Düsenstrahlsohle. – VDI-Berichte 1436: 147-158, VDI Verlag, Düsseldorf.

- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. – 13. Aufl., 491 S., Enke, Stuttgart.
- SCHNELL, K. (2000): Hydrogeochemische Prozesse bei Weichgelinjectionen im Grundwasser – Stoffbilanzierung und potentielle Langzeitfolgen – Schr. Angew. Geol., Nr. 62, Univ. Karlsruhe, Karlsruhe.
- SCHÖSSNER, H. (1994): Injektionen in den Baugrund – Anforderungen und Prüfungen aus wasserhygienischer Sicht. – Wasser & Boden, 5: 62-64.
- SCHRÖTER, J. (1983): Der Einfluß von Textur- und Struktureigenschaften poröser Medien auf die Dispersivität. – Diss. Univ. Kiel, 152 S., Kiel.
- SCHUBERT, A. ET AL. (1993): Vorläufiges Merkblatt für Einpreßarbeiten mit Feinstbindemitteln im Lockergestein. Bautechnik, Heft 9: 550-560.
- SCHWARZ, W. (1996): Der Aspekt der Umweltverträglichkeit bei Bauverfahren des Spezialtiefbaus. – Bauen im Grundwasser, 25. Seminar der FGU Berlin: 57-65, UTECH Berlin.
- SONTHEIMER, FRICK, FETTIG, HÖRNER, HUBELE & ZIMMER (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. – DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe, 634 S., Karlsruhe.
- SPOSITO, G. (1984): The Surface Chemistry of Clays. – 234 S., Oxford University Press, New York.
- STOCKER, M. (1996): Spezialkonstruktionen und –verfahren für große, tiefe Baugruben im Grundwasser. – VDI-Berichte 1246: 227-244, VDI Verlag, Düsseldorf.
- STOCKER, M. (1999): Zum Stand der Technik der Hochdruckinjektion unter besonderer Berücksichtigung der Berliner Erfahrungen. – VDI-Berichte 1436: 187-204, VDI Verlag, Düsseldorf.
- TAUSCH, N. & TEICHERT, H.-D. (1990): Injektionen mit Feinstbindemittel. – 5. Christian Veder Kolloquium „Neue Entwicklungen in der Baugrundverbesserung“, Graz.
- TAUSCH, N. (1994): Abdichten durch Injektionssohlen. – Lehrgang Techn. Akademie Esslingen, 4/94.
- THOREZ, J. (1975): Phyllosilicates and clay minerals. – 579 S., Dison, Belgien.

-
- THOREZ, J. (1976): Practical identification of clay minerals. – 90 S., Dison, Belgien.
- TVO (1990): Die Trinkwasser Verordnung, Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden. – E. Schmidt, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1991): Katalog wassergefährdender Stoffe. – Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe. – LTWS-Nr. 12, UBA Berlin.
- VELDE, B. (1992): Introduction to Clay Minerals. – 198 S., Chapman & Hall, London.
- WANG, F. W. & ANDERSON, M. P. (1982): Introduction to Groundwater Modeling: Finite Difference and Finite Element Methods. – 233 S., Freeman, New York.
- ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe. – 408 S., Verlag Chemie, Weinheim.